

Les coûts externes de l'électricité

A. Rabl

Ecole des Mines, 60 boul. St.-Michel, F-75272 Paris CEDEX 06

RABL@CENERG.ENSMP.FR

et

J. V. Spadaro

International Atomic Energy Agency, Wagramerstrasse 5, A-1400 Vienna, Austria

publié dans *Revue de l'Energie*, No.525, mars-avril 2001, p.151-163

Résumé

Cet article présente une synthèse du projet ExternE (External Costs of Energy) de la Communauté Européenne (CE) concernant les coûts externes de la production de l'électricité. Les dommages de la pollution sont calculés par une analyse des "impacts pathways", c'est-à-dire une analyse de la chaîne émission - dispersion - fonction dose-réponse - évaluation monétaire. Les résultats sont présentés pour des différents cycles de combustibles (avec plusieurs variantes technologiques), en indiquant les intervalles de confiance. Le coût des dommages est particulièrement élevé pour le charbon ; par exemple pour les centrales à charbon en France (avec les taux d'émission de 1995) il est de l'ordre de grandeur du prix de vente de l'électricité. Pour le gaz naturel, le coût des dommages est environ un tiers de celui du charbon. Par contre, les coûts des dommages du nucléaire et de la plupart des énergies renouvelables sont faibles, au maximum quelques pour cent du prix de l'électricité. La partie prédominante de ces coûts est due aux impacts sanitaires, surtout à la mortalité prématurée. Afin d'éviter les controverses de l'évaluation monétaire de la mortalité, surtout si elle est imposée aux générations futures, la réduction de l'espérance de vie due aux différents cycles de combustible est également indiquée, et les risques du nucléaire sont mis en perspective par plusieurs comparaisons.

Mot clés : coûts externes, production de l'électricité, cycles de combustible, impacts environnementaux, pollution de l'air, mortalité, comparaison de risques, énergies renouvelables, centrales à charbon, centrales à gaz

1. Introduction

Au cours des dernières années plusieurs grandes études ont été menées afin de quantifier les dommages causés par la pollution [ORNL/RFF 1994, Rowe et al 1995, ExternE 1995, ExternE 1998]. Le projet ExternE (« External Costs of Energy ») de la Commission Européenne, DG XII, constitue l'étude de la plus grande envergure, à laquelle participent plusieurs dizaines d'experts de tous les pays de l'Union Européenne (UE), y compris les auteurs du présent article. Le projet se poursuit actuellement, pour approfondir la méthodologie et élargir le champ d'application.

Depuis quelques années le terme « coût externe » est largement utilisé pour indiquer les coûts des dommages environnementaux. Ici nous parlons plutôt du coût des dommages, pour éviter une ambiguïté qui surgit parce qu'il existe au moins deux définitions de « coût externe »:

- 1) des coûts qui ne sont pas pris en compte par les participants à une transaction;
- 2) des coûts qui ne sont pas payés par les participants à une transaction.

Selon la première définition, un coût de dommage est internalisé si le pollueur ramène les émissions au niveau socialement optimal, par exemple en raison d'une réglementation qui impose une limite d'émission. La deuxième définition exige, en plus, que le pollueur compense les victimes, par exemple en payant une taxe de pollution. Dans les deux cas, le niveau des émissions est le même et égal à l'optimum social. Mais le coût des dommages causés par ces émissions n'est externe que selon la seconde définition.

Les coûts des dommages sont calculés en menant une analyse des "impact pathways" (cheminement des impacts) dont les étapes principales sont les suivantes:

- spécification des émissions (par ex. kg/s de particules émises par cheminée) ;
- calcul de l'augmentation de la concentration du polluant dans toutes les régions touchées (par ex. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules, en utilisant des modèles de dispersion atmosphérique) ;
- calcul des impacts physiques (par ex. nombre de crises d'asthme dues à ces particules, en utilisant des fonctions dose-réponse) ;
- évaluation monétaire de ces impacts (par ex. multiplication par le coût d'une crise d'asthme).

Les valeurs obtenues sont additionnées pour tous les récepteurs (population, bâtiments, récoltes, ...) touchés par le polluant, en choisissant les frontières temporelles et spatiales de l'analyse de telle manière que l'essentiel des impacts soit pris en compte. Dans l'esprit de l'analyse du cycle de vie, toute la chaîne du combustible est évaluée, de sa production jusqu'à la gestion des déchets.

Il faut noter que les résultats publiés dans les diverses publications d'ExternE ne sont pas toujours identiques parce que la méthodologie a évolué. En particulier, une différence profonde existe avant et après 1996, en raison de la publication d'une étude importante, par une équipe de Harvard [Pope et al 1995], portant sur les impacts cumulatifs de la pollution atmosphérique sur la mortalité, et en raison d'un changement dans l'évaluation de la mortalité de la pollution atmosphérique (perte d'espérance de vie, plutôt que nombre des décès). Ce dernier changement permet des comparaisons significatives entre différentes causes de mortalité avec des pertes de vie par décès très différentes, en particulier entre des accidents et la pollution atmosphérique.

Pour les cycles fossiles la part prédominante des coûts des dommages est due aux impacts sur la santé, plus de 95%, et parmi ceux-ci, la mortalité représente la contribution la plus significative. Pour le nucléaire, la totalité des coûts des dommages provient des cancers et des effets

génétiques des radionuclides. Pour cette raison, un paramètre clé de l'évaluation est ce qu'on appelle souvent « valeur de la vie statistique », bien qu'il serait plus correct et moins contestable de parler de « consentement à payer pour éviter le risque d'une mort prématuré anonyme ».

Suivant les recommandations du Projet ExternE, nous avons pris une valeur de 3,1 millions € (20 MF), ce qui semble de plus en plus accepté par la CE pour des analyses de ce type. Par ex. cette valeur à été prise dans les analyses coût-bénéfice des nouvelles Directives européennes concernant l'émission des polluants. Mais aucun consensus général n'existe et d'autres valeurs, dans une fourchette de 5 à 30 MF, ne peuvent pas être exclues.

Un argument principal pour la nécessité d'une analyse des coûts de dommages émerge de l'épidémiologie récente. Contrairement au passé, quand on pensait qu'il suffisait de réduire la concentration des polluants d'air au-dessous de leurs seuils d'innocuité, les études épidémiologiques n'ont pas pu trouver de tels seuils et il semble de plus en plus plausible que les fonctions dose-réponse sont à peu près linéaires aux faibles concentrations. Sans seuil d'innocuité, nous n'avons aucun critère naturel pour décider jusqu'où il faut réduire l'émission des polluants. Puisque le coût par kilogramme de polluant évité augmente fortement quand les émissions sont réduites, on risque des dépenses excessives dans la lutte contre la pollution atmosphérique. Ceci pourrait en fait entraîner une détérioration de la santé publique si l'argent dépensé ainsi n'est pas disponible pour des mesures plus rentables. Une comparaison des coûts et des avantages est nécessaire, bien que non suffisante, pour une politique rationnelle.

2. Méthodologie

Nous présentons d'abord un bref résumé de la méthodologie et des hypothèses du Projet ExternE [1998]. Quelques détails sont analysés dans les paragraphes suivants. Les hypothèses principales sont résumées dans le Tableau 1. Des présentations plus détaillées peuvent être trouvées dans les rapports du projet ExternE [1995, 1998], y compris un rapport en français [Rabl & Spadaro 1997].

2.1. Dispersion atmosphérique

Dans la zone locale, jusqu'à environ 50 km de la source, la dispersion des polluants de l'air est modélisée avec le logiciel ISC, modèle de plume gaussienne agréé par l'EPA des USA [Brode & Wang 1992]. Les calculs prennent en compte les conditions locales du site de la source des polluants (données météorologiques, hauteur de la cheminée, température et vitesse des fumées). Au-delà de la zone locale il faut tenir compte des réactions chimiques qui produisent des polluants secondaires (nitrates, sulfates et ozone). Pour cela ExternE utilise le Harwell Trajectory Model [Derwent & Nodop 1986], un des modèles agréés par l'UE pour la modélisation de la dispersion à longue distance.

Evidemment le dommage dépend de la relation entre source et récepteurs. Le dommage est plus élevé si le polluant est émis près de la population. Les données de la distribution des récepteurs, ainsi que les modèles de dispersion atmosphérique (ISC et Harwell Trajectory Model), sont intégrés dans le logiciel ECOSENSE [Krewitt et al 1995] qui sert de base pour les calculs du Projet ExternE. Afin d'avoir une vérification indépendante, nous avons également calculé les impacts en utilisant les résultats du modèle atmosphérique EMEP [Sandnes 1993], couplés avec le logiciel PATHWAYS [Curtiss & Rabl 1996b] pour le calcul des impacts. Les dommages

calculés avec cette approche sont à 20 % près les mêmes que ceux d'ECOSSENSE [Rabl & Spadaro 1999]. Les impacts de l'ozone pour ExternE ont été estimés par Rabl & Eyre [1998] en utilisant les concentrations d'ozone calculées par Simpson [1993] avec le modèle EMEP.

Tableau 1. Hypothèses clés du Projet Externe [1998].
(PS_d = particules suspendues, avec diamètre en dessous de d µm)

Etape du calcul	Hypothèses
Dispersion et chimie atmosphérique	
Zone locale (<50 km):	Modèle de plume gaussienne ISC [Brode & Wang 1992].
Zone régionale (Europe):	Harwell Trajectory Model [Derwent & Nodop 1986], intégré dans le logiciel ECOSSENSE du projet ExternE. Impacts de l'ozone estimés par Rabl & Eyre [1998] sur la base du modèle EMEP [Simpson 1993].
Réchauffement global	Impacts physiques selon IPCC [1995].
Impacts sur la santé	
Forme des fonctions dose-réponse	Linéarité d'un impact supplémentaire due à une dose supplémentaire, pour tous les impacts de santé.
Mortalité long terme	Pente de la fonction dose-réponse = 4,1E-4 années de vie perdues par personne par an par µg/m ³ de PS ₁₀ , obtenue à partir de l'augmentation de la mortalité observée par Pope et al [1995], par intégration sur la pyramide des âges.
Aérosols de nitrates et de sulfates	Les fonctions dose-réponse pour les nitrates sont les mêmes que celles des PS ₁₀ . Les fonctions dose-réponse pour les sulfates sont les mêmes que celles des PS _{2,5} (pente = 1,67 fois la pente des fonctions pour les PS ₁₀).
Radionuclides	Les calculs sont basés sur ICRP [1991] : 0,05 cancers fatals par homme·Sv 0,12 cancers nonfatals par homme·Sv 0,01 effets héréditaires sévères par homme·Sv
Micropolluants	Seuls les cancers ont été quantifiés (As, Cd, Cr, Ni et dioxines).
Impacts sur les plantes	Seules les pertes de récoltes ont été quantifiées, en utilisant les fonctions dose-réponse pour les pertes dues au SO ₂ et à l'ozone.
Impacts sur les bâtiments et les matériaux	Corrosion et érosion dues au SO ₂ , Encrassement dû aux particules [Rabl 1999a]
Impacts non quantifiés mais peut-être non-négligeables	Réduction de visibilité due à la pollution de l'air. Traitement ou stockage des résidus des combustibles fossiles.
Evaluation monétaire	
Valeur d'une mort prématurée	Proportionnelle à la réduction de l'espérance de vie, avec une valeur d'une année de vie perdue de 84 000€ (calculée à partir de la valeur de la vie de 3,1 M€:)
Valeur d'un cancer	0,45 M€ par cancer nonfatal 1,5 to 2,5 M€ par cancer fatal (selon le nombre d'années de vie perdues) 1,5 M€ pour les cancers dus aux cancérigènes chimiques.
Taux d'actualisation	3% sauf exceptions indiquées. Les résultats pour le nucléaire sont montrés pour un "taux effectif" (= taux d'actualisation – taux d'augmentation des coûts) de 0 %.

2.2. Les impacts sur la santé

Les études épidémiologiques récentes montrent que la pollution de l'air a des impacts significatifs sur la santé, en aggravant les troubles cardio-pulmonaires, même aux faibles concentrations existant actuellement dans les villes d'Europe et d'Amérique du Nord [Bascom et al 1996, Lipfert 1994, Dockery and Pope 1994, EC 1995, Wilson and Spengler 1996]. En fait, comme constatent Quénel et al [1995] "L'absence d'effet de seuil semble de plus en plus admis" et dans un rapport récent sur la pollution atmosphérique, le CADAS assure que "... les études épidémiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence un seuil d'innocuité" [CADAS 1996].

La relation entre concentration ambiante et quantité d'impacts est exprimée par la fonction dose-réponse, appelée également fonction concentration-réponse (CR). Nous supposons que les fonctions CR pour les polluants classiques de l'air (particules, SO₂, NO_x, O₃) sont linéaires, en raison d'un manque de preuve sur l'existence d'un seuil. En fait, les études qui ont réussi à tracer une courbe entière, par ex. Dockery et al [1993] pour les PS₁₀ et ERPURS [1997] pour le SO₂, ont trouvé des formes linéaires, aux incertitudes près.

La plupart des fonctions CR, par ex. celles de l'étude ERPURS, ont été élaborées à partir d'une analyse statistique des corrélations à court terme entre les concentrations ambiantes d'un polluant et certains effets de santé publique qui surviennent dans les jours suivants (on arrive à prendre en compte un décalage maximal de 5 jours entre concentration et effet). C'est la méthodologie la plus utilisée, parce qu'elle est suffisamment sensible pour détecter les effets au dessus du bruit de fond et sa mise en œuvre n'est ni trop difficile, ni trop coûteuse. Pourtant, elle ne permet de déterminer que les fonctions CR dites aiguës, correspondant aux effets à court terme.

La totalité des impacts de la pollution est beaucoup plus importante à cause des effets chroniques ou long terme. Pour illustrer ce point, il suffit d'imaginer une campagne de mesures de la mortalité du tabagisme par observation des fluctuations de mortalité journalière si l'on interdisait de fumer le dimanche. On verrait l'effet aigu sur quelques individus hypersensibles, mais on passerait totalement à côté des effets à long terme tels que l'emphysème et le cancer.

La terminologie des fonctions CR aiguës et chroniques est également utilisée pour la mortalité, bien que ces attributs puissent paraître étonnants (une meilleure terminologie serait peut-être « court terme » et « long terme »). La détermination des fonctions CR long terme est extrêmement difficile, nécessitant des procédures lourdes afin d'éliminer les facteurs de confusion tels que le tabagisme. Jusqu'à présent, les seules études sur la mortalité long terme ont été effectuées aux USA [Abbey et al 1999, Dockery et al 1993, Pope et al 1995]. Ces trois études indiquent que la mortalité long terme augmente avec la concentration des particules. Ici nous utilisons l'étude de Pope et al car elle se distingue par la collecte de données la plus importante: une cohorte de 550 000 individus a été suivie pendant environ 7 ans.

D'ailleurs nous avons vérifié que cette étude est plausible au vu des études sur le tabagisme passif [Wells 1994, Académie Nationale de Médecine 1997], car les concentrations de particules [Dockery & Spengler 1981] et les effets sont comparables.

Les épidémiologistes du projet ExternE ont effectué un recensement bibliographique afin de déterminer les fonctions CR à utiliser pour les calculs. Les publications ERPURS font partie de la base bibliographique prise en compte dans ces recommandations. La plupart des fonctions CR sélectionnées concernent les effets des particules dans l'air. Pourtant les études européennes [ERPURS 1997, APHEA 1998] suggèrent que les rôles du SO₂ et du O₃ seraient peut-être plus importants que ne le laissent penser les études américaines. Contrairement à la grande synthèse de Bascom et al [1996] pour laquelle les effets directs du NO₂ ne sont pas évidents, les études européennes indiquent plusieurs corrélations avec le NO₂.

En fait, même en effectuant une régression multiple par rapport à plusieurs polluants, on a du mal à distinguer les contributions de chacun d'entre eux à cause de leurs inter-corrélations. Il existe donc des incertitudes considérables en ce qui concerne les causes réelles de ces effets sur la santé, en particulier le rôle des particules. Quelles caractéristiques sont importantes : composition chimique, acidité, solubilité, nombre de particules, ... ? On sait que les particules plus fines sont plus nocives car elles rentrent plus profondément dans les voies respiratoires. En dehors de la France, la plupart des stations de surveillance de la qualité de l'air ont mesuré les PS_{10} . Dans le passé les stations en France ont mesuré soit les fumées noires, soit les PS_{13} . Plus récemment, on a commencé à mesurer les PS_{10} et aussi les $PS_{2,5}$ car ces derniers pénètrent jusqu'au fond des poumons. ExternE suppose que la masse des $PS_{2,5}$ dans l'air ambiant est 60 % celle des PS_{10} ; c'est une valeur typique qui peut pourtant varier selon les conditions locales.

Une fraction importante des particules (variable selon les conditions locales, mais typiquement comprise dans une fourchette d'un tiers à deux tiers) est composée d'aérosols de nitrates et de sulfates, polluants secondaires formés par réaction chimique des NO_x et SO_2 dans l'atmosphère. Les connaissances sur la nocivité de ces aérosols sont très limitées, surtout en ce qui concerne les nitrates. En fait des études épidémiologiques des nitrates n'ont pas été possibles parce que les stations qui mesurent la qualité de l'air n'ont pas mesuré la concentration des nitrates. Les experts d'ExternE supposent que c'est la masse des particules qui détermine les impacts sur la santé et préconisent de calculer les effets des aérosols de nitrates et de sulfates en appliquant les fonctions CR des PS_{10} . Plus précisément, ExternE suppose que les pentes f_{CR} pour les impacts des nitrates sont les mêmes que celles pour les impacts correspondants des PS_{10} ,

$$f_{CR,nitrates} = f_{CR,PS10} \quad (1)$$

mais que les sulfates sont comme les $PS_{2,5}$, avec une pente plus importante de

$$f_{CR,sulfates} = f_{CR,PS2,5} = 1,67 f_{CR,PS10} \quad (2)$$

Avec cette hypothèse les impacts des aérosols s'avèrent beaucoup plus importants que les impacts directs de leurs précurseurs NO_x et SO_2 .

2.3. L'évaluation monétaire

L'objectif de l'évaluation monétaire est de prendre en compte tous les coûts, qu'il passent par le marché ou non. Par exemple, le coût d'une hospitalisation devrait inclure non seulement les dépenses médicales mais également ce qu'un individu serait prêt à payer pour éviter la souffrance. Si le consentement à payer pour un bien non marchand a été déterminé correctement, il est comme un prix, cohérent avec le marché. Les économistes ont développé plusieurs outils pour mesurer les coûts non marchands; parmi ces outils l'évaluation contingente a connu un succès de plus en plus important au cours des dernières années [Mitchell & Carson 1989, Bonniex & Desaignes 1998]. Si les études sont correctement menées, les résultats sont considérés suffisamment fiables.

Il s'avère que la plus grosse part du coût de la pollution de l'air vient de la mortalité. La « valeur de la vie statistique » joue donc un rôle crucial. Le projet ExternE [1998] utilise une valeur de 3,1 M€ (20 MF), comparable à des valeurs utilisées aux USA.

Les premières études de quantification des coûts externes de la pollution de l'air ont calculé le coût de la mortalité en multipliant l'augmentation du nombre de morts par la « valeur de la vie statistique ». Cette approche a été critiquée parce qu'il semble que la mortalité prématurée due à la pollution de l'air ne concerne qu'une partie de la population (les plus vieux, les plus malades, ...) qui ne subissent qu'une réduction assez courte de l'espérance de vie, tandis que la « valeur de la vie statistique » est basée sur les morts accidentelles. ExternE [1998] évalue donc le coût de la mortalité au prorata des années de vie perdues. La valeur d'une année de vie perdue en raison de la pollution de l'air, 84000 €, est calculée à partir de la « valeur de la vie statistique » en supposant que cette dernière est la somme actualisée des valeurs annuelles.

3. Les coûts par kg de polluant

Avant de montrer les coûts par kWh, il convient d'indiquer, dans le Tableau 2, les coûts par kg de polluant, car cela permet de recalculer le coûts par kWh pour des centrales ayant des taux d'émission différents.

Tableau 2. Coûts des dommages, par kg de polluant émis en France (conditions typiques d'une grande installation de combustion en France, hauteur de la cheminée = 100 m). [Spadaro & Rabl 1999, Spadaro 1999].

Polluant (mode d'action)	Coût^a, €/kg	Commentaire
PS ₁₀ (primaire)	15,4	santé
SO ₂ (primaire, et secondaire via sulfates)	10,5	0,3 €/kg récoltes et matériaux (primaire), 0,3 €/kg santé (primaire), 9,9 €/kg santé (via sulfates)
NO ₂ (secondaire via nitrates et via O ₃)	16,0	14,5 €/kg santé (via nitrates), 1,15 €/kg santé (via O ₃), 0,35 €/kg récoltes (via O ₃),
As (primaire)	171	cancers
Cd (primaire)	20,9	cancers
Cr (primaire)	140	cancers
Ni (primaire)	2,9	cancers
CO ₂	0,029	Réchauffement global

^a variation en fonction de l'emplacement de la source du polluant et des conditions de la cheminée (hauteur, température et vitesse des fumées):

- Aucune variation pour le CO₂;
- Faible variation pour les polluants secondaires: facteur de 0,7 à 1,4;
- Forte variation pour les polluants primaires: facteur de 0,6 à 3 pour les conditions de la cheminée (jusqu'à 15 pour les voitures à Paris), et facteur de 0,5 à 6 pour l'emplacement.

Afin de guider la politique environnementale, il est plus utile d'indiquer des valeurs typiques plutôt que des valeurs pour telle et telle installation particulière. Sur la base des résultats détaillés pour tous les sites analysés par ExternE (une soixantaine de sites dans tous les pays de l'EU, y compris 8 en France), Spadaro & Rabl [1999] ont montré que des valeurs typiques pour les

installations de combustion avec cheminée peuvent être estimées par une formule très simple (dite « modèle du monde uniforme »).

$$D = p f_{CR} \quad Q/k \quad . \quad (3)$$

avec

- = densité moyenne des récepteurs dans un rayon de 1000 km,
- Q = taux d'émission,
- f_{CR} = pente de la fonction CR pour l'impact en question,
- k = moyenne de la vitesse d'enlèvement (déposition sèche, déposition humide, transformation chimique),
- p = coût unitaire de l'impact ("prix"), et
- D = coût du dommage.

Cette équation est une conséquence exacte de la loi de la conservation de la masse, si la fonction CR est linéaire et si certaines quantités (densité de récepteurs et vitesse d'enlèvement) sont uniformes [Curtiss & Rabl 1996a].

Par ex. pour la mortalité long terme due aux PS_{10} en France, les paramètres sont :

- = 0,00008 personnes/m² (moyenne terre et eau),
- p = 84000 €/année de vie perdue,
- f_{CR} = 0,00041 années perdues/an par personne par $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PS_{10} , et
- k = 0,0067 m/s.

Pour un taux d'émission de $Q = 1 \text{ kg/an} = 31,7 \mu\text{g/s}$, on obtient le coût de la mortalité :

$$D = 84000 \text{ €/année perdue} * 0,00041 \text{ années perdues/(an.pers.}\mu\text{g/m}^3) * 0,00008 \text{ pers/m}^2 * (31,7 \mu\text{g/s})/(0,0067 \text{ m/s}) = 13,0 \text{ €/an} \quad . \quad (4)$$

Puisque ce coût correspond à un taux d'émission de 1 kg/an, le coût par kg est 13,0 €/kg. La mortalité représente 85% du coût total de 15,4 €/kg indiqué dans le Tableau 2 pour les PS_{10} .

La variation du dommage en fonction de la localisation et des caractéristiques de la source est beaucoup moins prononcée pour les polluants secondaires (sulfates, nitrates et O_3) que pour les polluants primaires (PS et métaux toxiques). Les facteurs indiqués sous le Tableau 2 permettent d'estimer l'ordre de grandeur de ces variations. Par ex. le dommage des PS_{10} émis par une cheminée de 100 m en zone rurale loin d'une grande ville est environ $0,5 * 15,4 = 8 \text{ €/kg}$. Si cette cheminée est à Paris, le dommage est environ $5 * 15,4 = 75 \text{ €/kg}$. Si les PS_{10} sont émis au niveau du sol à Paris le dommage est environ $15 * 5 * 15,4 = 1200 \text{ €/kg}$. Les polluants secondaires étant créés de manière progressive loin de la source, la distribution des récepteurs près de la source influe peu sur le résultat. Pour les aérosols de nitrates et de sulfates, la variation du dommage avec la hauteur de la cheminée est négligeable et la variation avec la localisation est faible. En première approximation, à 20 % près, on peut prendre une seule valeur pour tous les emplacements en France.

Les coûts par kg de polluant sont du même ordre de grandeur pour les particules, les NO_x et les SO_2 . Le coût des NO_x via l'ozone est beaucoup moins important parce qu'au moment de l'analyse par Rabl & Eyre [1998], il n'existait pas d'observation de mortalité long terme due à l'ozone, contrairement à la mortalité long terme due aux particules. Cette situation doit être reconsidérée compte tenu d'une étude récente d'Abbey et al [1999] qui a trouvé une corrélation entre l'ozone et la mortalité long terme.

Le coût des gaz à effet de serre par kg de CO₂éq a été calculé par ExternE, en prenant en compte les derniers résultats du groupe international IPCC [1995]. L'utilisation du « global warming potential » permet d'appliquer le coût par kg de CO₂éq à d'autres gaz à effet de serre, en particulier au CH₄ dont le GWP est environ 20 (c'est-à-dire qu'1 kg de CH₄ a autant d'impact que 20 kg de CO₂). Les nouvelles valeurs recommandées par ExternE [1998] sont présentées comme des fourchettes de valeurs plutôt que comme un seul chiffre, afin d'exprimer la sensibilité aux différentes hypothèses sur la « valeur de la vie statistique », le taux d'actualisation, etc. La fourchette dite « restreinte » va de 0,018 à 0,046 €/kgCO₂éq. Ces valeurs sont plus importantes que celles des études précédentes telles que Cline [1992], Fankhauser [1993] et Tol [1994] (des valeurs de 0,002 à 0,017 €/kgCO₂éq). Puisque la distribution des estimations ExternE [1998] est à peu près lognormale, nous prenons ici la moyenne géométrique de 0,018 et de 0,046 €/kgCO₂éq, soit 0,029 €/kgCO₂éq.

Une raison expliquant les valeurs plus importantes d'ExternE [1998] est la prise en compte de la mortalité prématurée (malaria, inondations, vagues de chaleur, ...) dans les pays en voie de développement (PVD) avec une « valeur de la vie statistique » assez élevée. L'approche utilisée pour la détermination de la « valeur de la vie statistique » dans les PVD est un transfert selon une pondération dite « d'équité » (equity weighting) plutôt que selon une pondération par le PIB par personne. Cette approche est un choix éthique, hors des critères du marché. L'effet de ce choix sur le coût par kg de CO₂éq souligne une fois de plus le rôle central de la « valeur de la vie statistique » dans l'estimation des coûts des dommages de la pollution.

D'ailleurs il est intéressant de comparer cette estimation du coût du réchauffement global avec le coût des mesures nécessaires afin d'atteindre les objectifs du protocole de Kyoto, un coût qui s'élève à 0,019 €/kg_{CO2éq} selon une estimation allemande [Fahl et al. 1999].

Les incertitudes des coûts des dommages sont très importantes et difficiles à quantifier. Une première estimation a été effectuée par Rabl & Spadaro [1999] qui trouvent que la distribution des estimations est à peu près lognormale, c'est-à-dire normale à l'échelle logarithmique, caractérisée par la moyenne géométrique μ_g et l'écart type géométrique σ_g . Globalement nous estimons que les incertitudes des coûts par kg d'un polluant correspondent à des écarts types géométriques dans la fourchette de 3 à 5 pour la plupart des polluants classiques de l'air. Pour une distribution lognormale, la moyenne géométrique μ_g est égale à la médiane, et σ_g correspond à un intervalle de confiance multiplicatif tel que la probabilité est 68 % (95 %) que la vraie valeur se trouve dans l'intervalle de μ_g / σ_g à $\mu_g \times \sigma_g$ (de μ_g / σ_g^2 à $\mu_g \times \sigma_g^2$) autour de la médiane μ_g .

La source principale des incertitudes reste dans l'épidémiologie. Typiquement, la population est exposée à un mélange de polluants à faibles doses, c'est-à-dire faibles par rapport aux doses où des effets au niveau d'un individu peuvent être observés. Bien que la réalité d'un lien entre la pollution de l'air et des impacts sur la santé semble acceptée par la plupart des experts, il est difficile d'identifier des relations cause-effet avec un polluant précis. L'incertitude de l'évaluation monétaire de la mortalité est également importante.

4. Les coûts des dommages par kWh

4.1. Les centrales à combustibles fossiles

Le coût par kWh se calcule en multipliant les coûts par kg de polluant du Tableau 2 par les taux d'émission du Tableau 3, en kg par kWh. Pour les centrales existantes à charbon et à fioul, nous prenons les données d'émission en 1995, communiquées par EdF ; ces valeurs sont d'ailleurs proches des centrales à charbon et à fioul dans l'UE et aux USA pendant les années 90. Actuellement le gaz naturel n'est pas utilisé par les centrales EdF, mais dans l'avenir le cycle combiné à gaz naturel pourrait s'avérer intéressant et nous l'avons inclus dans le Tableau 3.

Tableau 3. Les émissions des centrales à combustibles fossiles. Valeurs mesurées pour les centrales EdF en 1995, valeurs estimées pour les centrales construites après 2000.

g/kWh	PS₁₀	SO₂	NO_x	CO_{2éq}
Charbon, 1995	0,15	5,00	2,60	967
Charbon, après 2000	0,06	0,30	0,50	940
Fioul, 1995	0,20	8,30	1,70	777
Fioul, après 2000	0,07	0,40	0,60	620
Gaz, après 2000	ng	ng	0,20	430

ng = négligeable

Pour les nouvelles centrales à partir de 2000, les réglementations de la CE imposent des limites beaucoup plus strictes que dans le passé. Par manque de données mesurées, nous avons pris l'estimation du Tableau 3. Par contre, pour le CO₂ les émissions ne peuvent être que légèrement réduites, au prorata du rendement. Les g/kWh des gaz à effet de serre (CO₂ et CH₄, indiqués en CO_{2éq} en utilisant le GWP) dans le Tableau 3 incluent les étapes amonts qui contribuent de l'ordre de 10 %. Par contre, pour les autres polluants nous n'avons pris que les émissions des centrales. Les émissions amonts de ces polluants proviennent principalement du transport maritime des combustibles et leur impact est relativement faible à cause de la faible densité de récepteurs.

Les coûts des dommages par kWh sont indiqués dans la Fig.1. Pour les centrales à charbon ou à fioul en 1995, le coût des dommages est plus important que le prix de vente de l'électricité, environ 7 Euro cents/kWh en moyenne. Mais l'amélioration attendue pour les nouvelles centrales est impressionnante. Nous n'avons pas indiqué dans ce graphique les dommages causés par les métaux toxiques émis par les centrales à charbon. Ils s'avèrent négligeables malgré des coûts importants par kg de polluant car les quantités sont très faibles. Par ex. l'émission de l'arsenic, le métal qui donne le coût par kWh le plus élevé, est de l'ordre de 2,4E-5 g/kWh et, en multipliant par 171 €/kg du Tableau 2, on obtient 4,1E-4 cents/kWh.

4.2. Les centrales nucléaires

Les coûts des dommages du cycle nucléaire ont été calculés par Dreicer et al [1995] du CEPN (Centre d'Etudes sur l'Evaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire) dans le cadre du projet ExternE [1995]. Puisque les coûts par kg de radionuclide n'ont pas été indiqués explicitement, nous n'avons pas un tableau analogue au Tableau 2 et dans la Fig. 1 seul le résultat par kWh est présenté. Il est basé sur la technologie actuelle de la France, y compris le

retraitement [ExternE 1995]; il comporte les impacts dans le monde entier sur un horizon de temps de 100 000 ans.

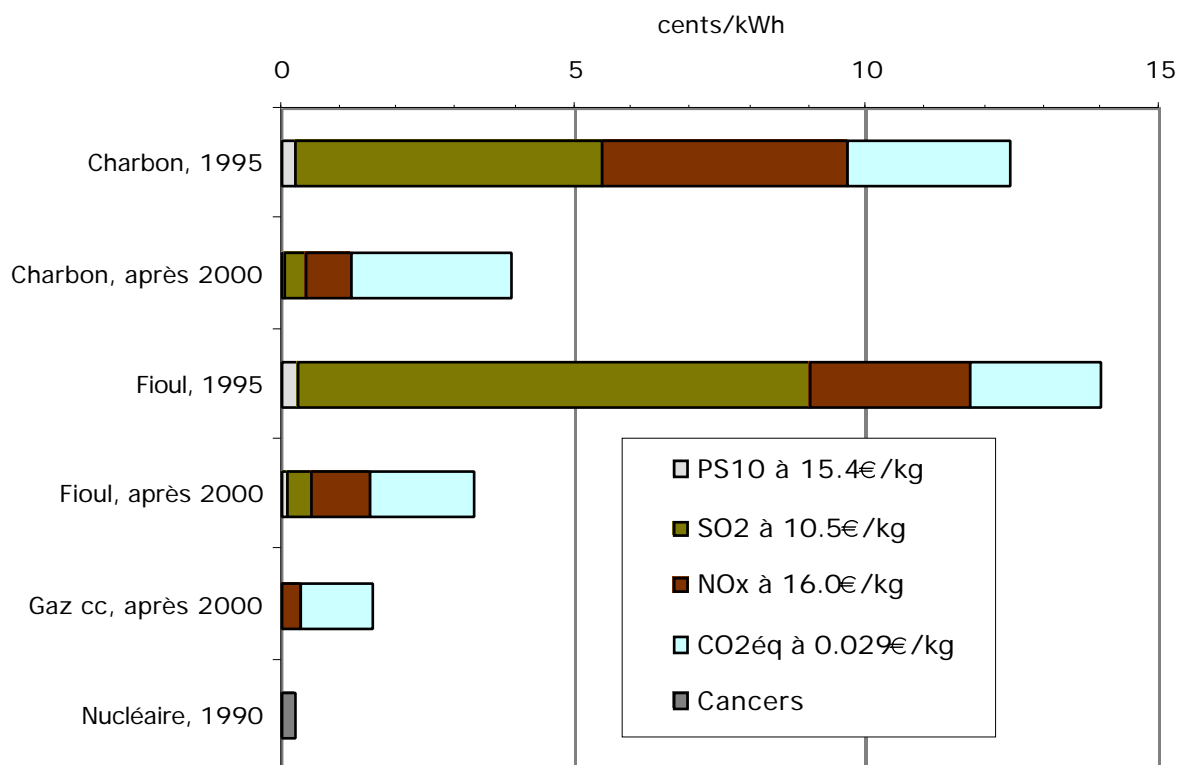


Fig.1. Les coûts des dommages des cycles nucléaires et fossiles, en Euro cents/kWh. Pour l'énergie éolienne le coût d'aménité est extrêmement variable en fonction du site. Quant aux incertitudes, ces coûts pourraient être plus importants ou plus faibles d'un facteur 4 environ.

Pour le cycle nucléaire, la plupart du coût des dommages vient du risque de cancers pour les générations futures. Dans la première phase du Projet ExternE [1995], les cancers fatals ont été évalués à un coût égal à la « valeur de la vie statistique », plutôt qu'au prorata des années de vie perdues, l'approche adoptée pour la nouvelle phase d'ExternE [1998]. Mais il s'avère que ces coûts ne changent presque pas avec la nouvelle approche (compensation entre l'augmentation de la « valeur de la vie statistique », les coûts de traitement, et la diminution au prorata des années de vie perdues).

Puisque les coûts du cycle nucléaire sont très sensibles aux choix du taux d'actualisation, ExternE présente les résultats pour trois taux différents :

- 0,245 cents/kWh pour un « taux d'actualisation » de 0 %,
- 0,01 cents/kWh pour un « taux d'actualisation » de 3 %,
- 0,005 cents/kWh pour un « taux d'actualisation » de 10 %.

Nous avons mis des guillemets, car il faut distinguer deux composantes de ce qui a été rapporté habituellement comme « taux d'actualisation » :

- le vrai taux d'actualisation, et
- le taux d'évolution des coûts dans l'avenir.

Les études sur le coût des dommages du nucléaire n'ont pas pris ce point en compte, et ce qui est affiché comme « taux d'actualisation » est un taux effectif, égal à la différence taux d'actualisation - taux d'évolution des coûts.

Pour le vrai taux d'actualisation intergénérationnel (au delà d'environ 30 ans), il faut prendre le taux de croissance du produit mondial par personne si l'on ne veut pas imposer aux générations futures les coûts des dommages de nos décisions. Une valeur entre 1 et 2 % semble raisonnable au vu des données historiques depuis la révolution industrielle [Rabl 1996]. Puisque le consentement à payer pour éviter un cancer est à peu près proportionnel au revenu par personne, un taux effectif de zéro semble raisonnable pour le nucléaire tant qu'il n'y a pas de progrès dans le traitement des cancers. Mais à l'échelle intergénérationnelle, nous ne sommes qu'au début de la médecine moderne et la génétique vient juste de commencer à apporter une première petite contribution à la recherche sur les cancers. Si un jour la médecine permet d'éviter ou de guérir complètement les cancers, le coût deviendra négligeable à partir de cette date.

Bien qu'il soit téméraire de formuler des scénarios précis, on peut au moins distinguer les impacts avant et après 100 ans de la mise en marche d'une centrale nucléaire, car cette information est fournie par Dreicer et al [1995]. Si le « taux d'actualisation » est égal à 0, seulement 10 % du coût total des dommages de 0,245 cents/kWh intervient pendant les 100 premières années. Il est possible que cette partie du coût sera fortement réduite grâce au progrès dans le traitement des cancers, et que le coût réel ne serait pas beaucoup plus élevé qu'un dixième de ces 0,245 cents/kWh.

4.3. Les énergies renouvelables

Pour les énergies renouvelables, nous avons pris une moyenne des estimations effectuées par les différentes équipes du projet ExternE [1998]. Les coûts des dommages des énergies photovoltaïques (PV) et éoliennes proviennent pour la plupart des polluants émis au cours de la fabrication des installations. Les résultats sont résumés dans le Tableau 4 et la Fig.2.

Les systèmes considérés pour l'utilisation de la biomasse sont ou la combustion avec turbine à vapeur ou la gazéification avec turbine à gaz. Selon la technologie d'épuration des fumées, les polluants émis par la centrale peuvent imposer des coûts des dommages considérables. Quant à la biomasse elle-même, la contribution nette au réchauffement global est bien sûr zéro, mais ce n'est pas le cas des machines et des camions utilisés pour la production et le transport de la biomasse.

Les coûts des dommages de l'hydroélectricité sont tellement variables avec le site de l'implantation, que les chiffres du Tableau 4 sont à interpréter avec extrême prudence. Il en va de même pour tous les coûts d'aménité (destruction du paysage, bruit, ...). Sur quelques sites les bénéfices d'un barrage sont tellement importants que le coût net des dommages de l'hydroélectricité peut même être négatif (bénéfice). L'hydroélectricité n'apparaît pas dans la Fig. 2 compte tenu du coût très variable et du faible potentiel de l'implantation de nouvelles centrales hydroélectriques en France.

Malgré les incertitudes, une conclusion générale semble assez claire : les coûts des dommages des centrales à combustibles fossiles actuelles sont importants, tandis que ceux du nucléaire et des énergies renouvelables sont relativement faibles.

Tableau 4. Estimations des coûts des dommages des énergies renouvelables, en Euro cents/kWh, basés sur ExternE [1998]. Les coûts des dommages de l'hydroélectricité, ainsi que tous les coûts d'aménité, sont extrêmement variables en fonction du site de l'implantation. Les autres étapes concernent la construction des installations ainsi que les émissions pendant la production et le transport de la biomasse.

cents/kWh	Production de l'électricité			Etapes amont et aval			Total
	Aménité	Impacts écologiques	Santé	Santé	Effet de serre	Autre	
Hydro	0 – 0,2 var	0 – 0,4 var	accident var	0,001 – 0,1	0,04 ^a	var	0,04 – 0,74 var
Eolien	0,5 var	ng		0,06	0,02		0,13 var
PV	ng	ng		0,12	0,16		0,28
Biomasse			0,54 var	0,22	0,05	bénéfice ^b var	0,81 var

ng = négligeable

var = extrêmement variable selon les conditions particulières du site

^a émissions de gaz à effet de serre par la décomposition de la végétation, très variable selon le site; Gagnon & van de Vate [1997] indiquent 15 g_{CO₂éq}/kWh comme valeur typique, mais elle pourrait être beaucoup plus importante.

^b bénéfique si la plantation de biomasse remplace des espèces telles que le maïs qui nécessitent une quantité plus importante d'engrais et de pesticides.

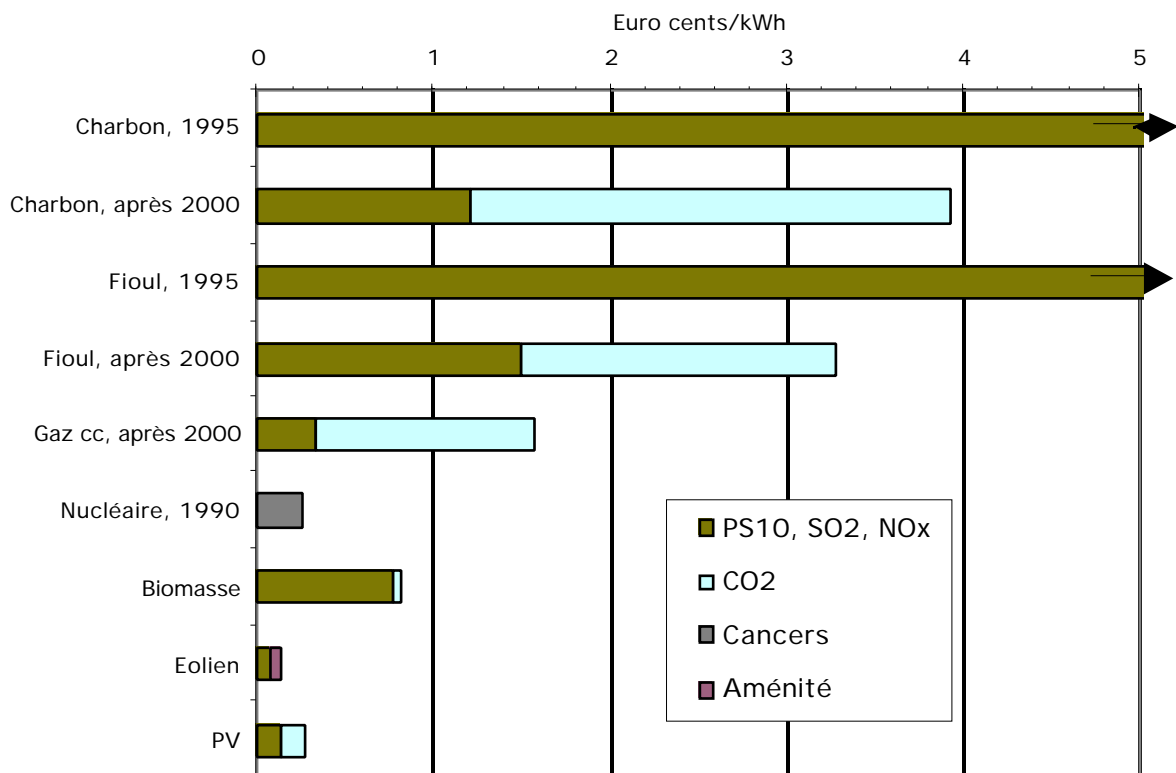


Fig.2. Coûts des dommages des énergies renouvelables, comparés aux cycles nucléaires et fossiles. Pour l'énergie éolienne le coût d'aménité est extrêmement variable en fonction du site. Le coût du nucléaire est pour un « taux d'actualisation » =0. Quant aux incertitudes, ces coûts pourraient être plus importants ou plus faibles d'un facteur 4 environ. Puisque charbon et fioul en 1995 sont déjà dans la Fig.1, l'échelle est agrandie pour montrer les technologies moins polluantes.

5. Autres considérations

5.1. Comparaisons des risques de mortalité

Afin d'éviter les incertitudes de l'évaluation monétaire, il est intéressant d'analyser les impacts de mortalité. La Fig. 3 montre les pertes d'espérance de vie, en années de vie perdues par TWh, des différentes technologies.

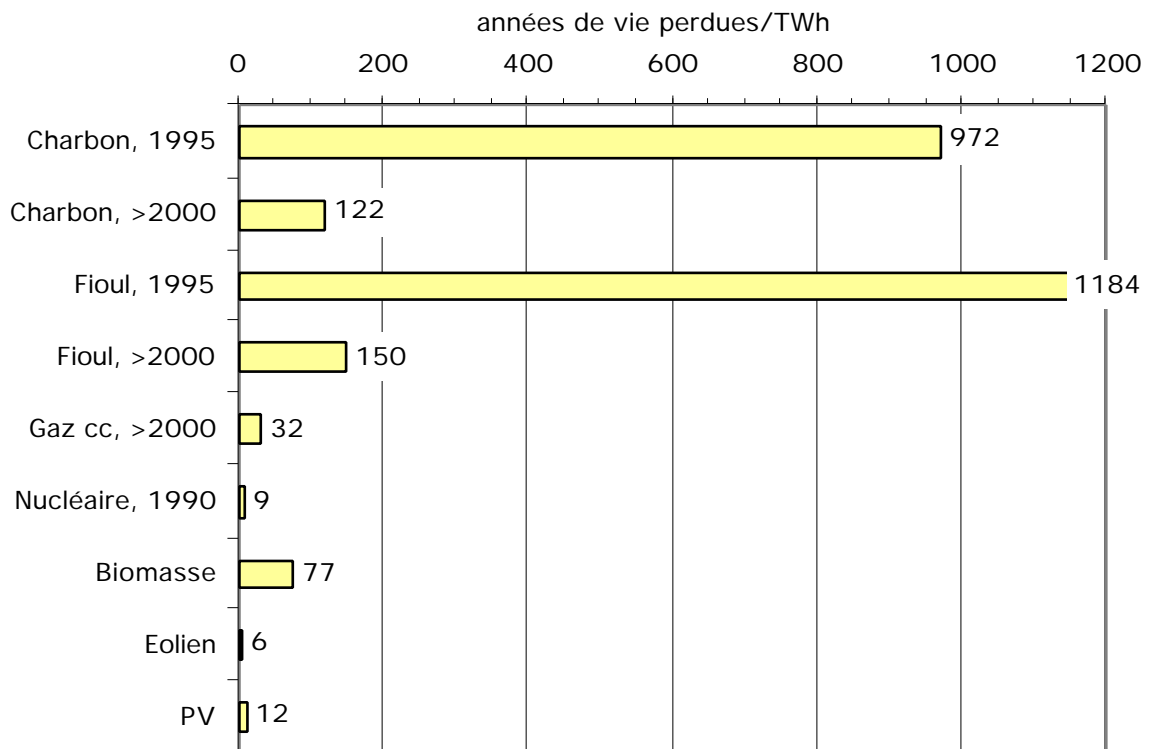


Fig.3. Comparaison des risques de santé publique en termes d'années de vie perdues par TWh, en raison des PS_{10} , du SO_2 , des NO_x et des radionuclides.

Puisque la plupart du risque sanitaire de l'énergie nucléaire est imposée aux personnes vivant dans un avenir lointain, un simple chiffre global pour les années de vie perdues n'est pas très instructif. Pour une autre perspective, regardons les conséquences de l'utilisation de l'énergie nucléaire à grande échelle. La population du monde est environ 6 milliards et la consommation de l'électricité 12 000 TWh/an. Ces deux grandeurs augmenteront, particulièrement la dernière, bien qu'une certaine saturation soit probable. Les technologies évolueront certainement et les réacteurs actuels de fission nucléaire ne sont qu'une solution intermédiaire, peut-être pendant un siècle, en attendant des sources d'énergie plus propres. Puisque les détails n'importent pas pour l'argument suivant, nous prenons des chiffres simples et arrondis.

Supposons "un scénario nucléaire de 100 ans" où la technologie nucléaire française actuelle est utilisée pendant 100 années pour produire 2×10^4 TWh/an, pour une population mondiale de 10 milliards. Selon Dreicer et al [1995] la dose publique totale est de 12,5 homme·Sv/TWh, et la plupart de cette dose est imposée à l'échelle globale plutôt que sur une zone locale. Cette dose impliquerait une dose totale par année de fonctionnement de

dose totale par personne par année de fonctionnement

$= 12,5 \text{ homme}\cdot\text{Sv/TWh} \times (2 \times 10^4 \text{ TWh/an})/10^{10} \text{ personnes} = 25 \text{ }\mu\text{Sv/an}$
si la dose entière était imposée immédiatement.

Cependant, seulement 10 % de la dose totale est imposée pendant les 100 premières années. Il serait difficile calculer la distribution temporelle précise du « scénario nucléaire de 100 ans », en raison du grand nombre de radionuclides ayant des demi-vies différentes. Mais puisqu'un ordre de grandeur est suffisant, nous estimons simplement que 10% de la dose totale est imposée à la population vivant pendant les 100 premières années, ce qui donne en moyenne une dose annuelle pendant les 100 premières années de
dose annuelle par personne = 2,5 $\mu\text{Sv/an}$.

Ceci peut être comparé au rayonnement de fond des autres sources auxquelles la population est exposée, environ 2000 à 3000 $\mu\text{Sv/an}$, y compris les doses typiques de l'exposition aux rayons X médicaux et au radon dans les bâtiments. Une autre comparaison intéressante est avec la dose due au rayonnement cosmique au niveau de la mer, 260 $\mu\text{Sv/an}$, parce que c'est le minimum absolu auquel nous sommes tous exposés. Ainsi le « scénario nucléaire 100 ans » augmenterait l'exposition de fond d'environ 1% du rayonnement cosmique au niveau de la mer. Des générations au-delà des 100 premières années seraient aussi exposées, mais à un taux plus faible.

Finalement nous comparons, dans la Fig.4 sur une échelle logarithmique, la réduction de l'espérance de vie due aux cancers fatals de la dose de 2,5 $\mu\text{Sv/an}$ du « scénario nucléaire de 100 ans » à plusieurs autres risques de vie quotidienne, moyennés sur la population de la France (également exprimés en jours de vie perdues).

Une telle comparaison est toujours délicate car la plupart des risques ne sont pas directement comparables. Les risques peuvent être différents par la nature de l'impact (par ex. cancer, autre maladie, ou accident) ainsi que par les attributs qui affectent la perception d'un risque, par exemple :

- le risque est-il volontaire ou involontaire ?
- le risque est-il naturel ou lié à l'activité humaine ?
- est-il associé à une activité qui est considérée comme indésirable socialement ?
- jusqu'où un individu peut-il contrôler l'exposition au risque ou ses conséquences ?

La classification des risques selon ces attributs n'est pas toujours évidente. Pourtant, une comparaison avec une gamme de risques différents peut être instructive.

Le risque de mortalité dû à une autre source importante d'énergie renouvelable (mais mieux adaptée à la production de chaleur que d'électricité) est également inclus dans la Fig. 4. Il s'agit de l'incinération de déchets, pour un scénario où toutes les ordures ménagères (500 kg/an par personne) sont incinérées avec des émissions égales à la Directive CE de 2000 [Rabl, Spadaro & McGavran 1998]. Les risques de ces deux technologies controversées, l'incinération de déchets et l'énergie nucléaire, sont très faibles.

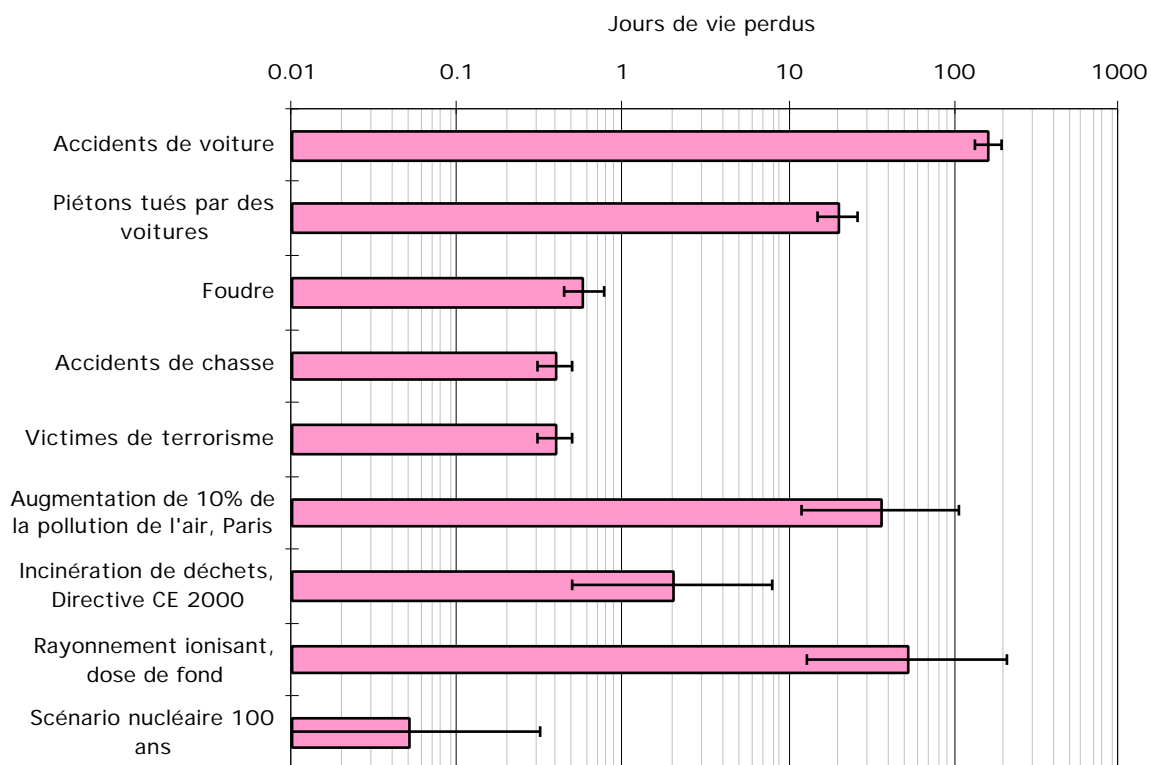


Fig.4. Comparaison de quelques risques de mortalité, en jours de vie perdus en raison d'une exposition constante pendant une vie entière. Les risques des déchets sont calculés en supposant que tous les déchets solides municipaux sont incinérés, avec des émissions égales à la directive la plus récente de la CE [Rabl, Spadaro & McGavran 1998]. Le scénario pour le nucléaire suppose que la consommation d'électricité actuelle entière du monde est fournie pendant 100 années par la technologie actuelle de la France. Les données pour les 5 premiers risques sont de Frémy & Frémy. [1996], et pour la pollution atmosphérique à Paris de Rabl [1999b]. Les barres d'erreur expriment l'incertitude, estimée par Rabl et Spadaro [1999].

5.2. Les problèmes du nucléaire

Il faut souligner que ces estimations du cycle nucléaire supposent un fonctionnement normal, dans un système politique mûr et stable, avec un contrôle strict de la conformité à tous les règlements. Car malgré le fait que les dommages sont très faibles, cette technologie reste controversée.

En fait les faibles coûts des dommages ne suffisent pas pour dissiper des soucis concernant les accidents, les déchets radioactifs à durée longue, le droit d'imposer des impacts sur les générations futures, et les risques de la prolifération nucléaire (due à la tentation de vendre la technologie aux pays qui ne devraient pas en avoir). Ces points impliquent l'acceptabilité et dépassent la quantification en termes de coûts des dommages. Un exemple simple peut illustrer pourquoi les coûts des dommages ne seront jamais le seul critère de décision. Supposons que quelqu'un invente un système qui peut fournir l'électricité mondiale (environ 10^{13} kWh/an) au prix choc de 0,0075 €/kWh (environ un dixième du prix actuel) et sans pollution ou risque sanitaire, sauf un petit problème: il existe une possibilité d'accident se

produisant une fois par siècle qui tuerait 25000 personnes (approximativement le nombre total de décès hypothétiques à long terme si on multiplie l'estimation d'UNSCEAR [1993] de la dose mondiale due à Chernobyl par la fonction dose-réponse des cancers fatals du Tableau 1). Même à 3 M€/vie avec un taux d'actualisation de zéro, l'espérance mathématique du coût actualisé d'un tel accident n'est que

$$2,5 \times 10^4 \times 3 \times 10^6 \text{ €}/(100 \text{ an} \times 10^{13} \text{ kWh/an}) = 0,75 \times 10^{-4} \text{ €/kWh},$$

seulement 1 % de ce prix très bon marché. Mais est-ce que les décideurs accepteraient un tel système si ces 25 000 personnes pouvaient être tuées instantanément ? Et pourtant la perte de vie par kWh n'est que $25000 * 40 \text{ ans}/10^{15} \text{ kWh} = 1,0 \text{ années perdues/TWh}$, des ordres de grandeurs plus faibles que pour les combustibles fossiles (voir la Fig.3) qui tuent de façon sournoise.

Les déchets nucléaires provoquent un malaise par leur longue durée. Néanmoins, les déchets du charbon contiennent des métaux toxiques dont la durée de vie est encore plus longue, et leur quantité est tellement importante que les risques pourraient être plus graves que ceux du nucléaire. L'évaluation des déchets est problématique car leurs impacts sont imprévisibles dans la mesure où la gestion future des déchets n'est pas connue; au mieux on peut évaluer des scénarios. En principe les déchets peuvent être déposés dans un stockage étanche et réversible, donc sans impact sur l'environnement ou la santé. Mais cela peut-il être garanti pour toujours ? Le scénario choisi pour les déchets nucléaires de haute activité est un stockage géologique dans le Massif Central. En supposant certains scénarios d'intrusion accidentelle ou de panne de confinement, semblables aux autres études, ExternE [1995] a estimé que la contribution des déchets pourrait être d'environ 1% du coût total de dommages du cycle nucléaire. Pour les centrales à charbon et à fioul, les dommages dus aux déchets n'ont pas été évalués. Les technologies de traitement des déchets évoluent. Par exemple, les déchets des centrales à charbon sont de plus en plus utilisés comme additifs pour les matériaux de construction, et on peut s'attendre à des avancées dans le retraitement des déchets nucléaires [Battaille & Galley 1999].

Récemment encore, l'avis prédominant était que les déchets nucléaires devraient être déposés dans les sites géologiques profonds, enfermés de manière permanente. Cependant, compte tenu des doutes qui ont surgi sur les stockages géologiques fermés de manière permanente, il serait peut-être plus sage d'envisager des dépôts qui soient gardés et récupérables dans un avenir indéterminé afin de permettre un meilleur traitement éventuel (nota: le coût, même d'une série infinie de dépenses annuelles, ne serait pas excessif, avec un taux d'actualisation intergénérationnel de l'ordre de 1 % [Rabl 1996]). Quelles que soient les incertitudes de l'avenir, le progrès technologique est le scénario le plus probable à long terme, et les générations futures auront de meilleurs moyens pour traiter les déchets radioactifs, pourvu qu'ils soient récupérables. L'idée de laisser des déchets aux générations futures est-elle si choquante, si l'alternative est de laisser d'autres déchets susceptibles d'imposer des coûts encore plus importants, en particulier les gaz à effet de serre des combustibles fossiles ?

6. Conclusion

Sur la base des résultats du projet d'ExternE, nous avons comparé les risques de santé publique et les coûts de dommages en fonctionnement normal des systèmes de production d'électricité. Nos résultats sont cohérents avec les autres études de ce type : Ontario Hydro [1993], ORNL/RFF [1994], et Rowe et al [1995]. Généralement, le coût des dommages et la perte d'espérance de vie par kWh d'électricité sont beaucoup plus importants pour les combustibles fossiles que pour le nucléaire et pour la plupart des énergies renouvelables, et parmi les combustibles fossiles ils sont beaucoup plus importants pour le charbon que pour le gaz. Le coût des dommages des centrales à charbon et à fioul existantes est comparable au prix de vente de l'électricité. Cependant, pour chaque source d'énergie il existe une variation considérable entre différentes installations; par exemple, l'émission de PS_{10} , SO_2 et NO_x des centrales de charbon construites après janvier 2000 sera presque un ordre de grandeur plus faible que celle des centrales aux Etats-Unis et dans l'UE pendant les années 90.

Les dommages des cycles PV (photovoltaïque) et éoliens résultent de la production des matériaux plutôt que du fonctionnement des centrales. Parmi les énergies renouvelables, seule la combustion de la biomasse entraîne des risques sanitaires relativement importants, dus à l'émission de PS_{10} , de SO_2 et de NO_x . Les risques sanitaires en fonctionnement normal du cycle nucléaire sont très faibles, quoiqu'ils aient été additionnés sur un horizon de 100 000 ans. Puisqu'il est difficile de comprendre la signification des risques imposés sur des milliers d'années, nous les avons illustrés en considérant un scénario où pendant 100 ans la totalité de l'électricité mondiale est produite par le nucléaire : la dose collective qui en résulterait est seulement 1% du fond naturel de rayonnement cosmique.

Bien que les incertitudes soient grandes (les chiffres pourraient être environ 4 fois plus faibles ou 4 fois plus importants), même une évaluation avec de grandes incertitudes est meilleure qu'aucune évaluation du tout (incertitude zéro à l'infini). En particulier, beaucoup de problèmes de la politique environnementale impliquent des questions binaires du type « est-ce que le bénéfique vaut le coût ? ». Souvent les chiffres sont tels que la réponse est assez claire malgré les incertitudes [voir par ex. Rabl, Spadaro & Desaiques 1998].

La quantification des coûts de dommages porte sur de nombreuses applications importantes.

- Conseils pour des réglementations environnementales (par exemple, le niveau optimal de la valeur limite pour l'émission d'un polluant par une centrale électrique).
- Détermination du niveau optimal d'une taxe sur la pollution.
- Identification des technologies ayant le coût social le plus bas (par exemple, le nucléaire se retrouve en première position pour la production électrique de base, malgré les progrès du cycle combiné à gaz naturel).
- Evaluation des avantages à réduire la pollution d'une installation existante telle qu'un incinérateur de déchets.
- Optimisation du dispatching des centrales existantes.
- La "comptabilité verte", c'est-à-dire des corrections pour les dommages environnementaux dans les comptes traditionnels du PIB.

Pourtant il faut souligner que le coût des dommages n'est pas le seul critère. D'autres considérations peuvent être aussi importantes, telles que des questions d'équité (qui paie, qui gagne ?), de sécurité d'approvisionnement, et d'acceptabilité.

Peu à peu les résultats d'ExternE sont diffusés parmi les décideurs. Par exemple, ExternE est devenue la référence pour l'évaluation des risques par des agences telles que l'Agence Internationale de l'Energie Atomique. Dans l'UE, ExternE est de plus en plus utilisé pour guider les décisions environnementales, par exemple par l'intermédiaire des analyses coûts-avantages qui justifient des réglementations plus restrictives pour l'émission des polluants des incinérateurs ou des centrales électriques.

Remerciements: Ce travail a été subventionné en partie par le projet ExternE de la DG Recherche de la Commission Européenne. Nous tenons à remercier nos collègues pour des discussions fructueuses, en particulier Jérôme Adnot, Roland Clift, Denis Clodic, Peter Curtiss, William Dab, Brigitte Desaignes, Mona Dreicer, Nick Eyre, Rainer Friedrich, Renaud Gicquel, Mike Holland, Fintan Hurley, Wolfram Krewitt, Russ Lee, Jana Milford, Bent Sørensen, Andrew Strupczewski, et Richard Wilson.

Références

- Abbey DE, N Nishino, WF McDonnell, RJ Burchette, SF Knutsen, WL Beeson & JX Yang. 1999. "Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers". *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, vol. 159, 373-382.
- Académie Nationale de Médecine 1997. *Tabagisme passif (Passive Smoking)*. Rapport de l'Académie Nationale de Médecine, Paris, 1997.
- Bascom R, PA Bromberg, DL Costa, R Devlin, DW Dockery, MW Frampton, W Lambert, J M Samet, FE Speizer, & M Utell 1996. "Health effects of outdoor air pollution." *Amer. J. of Resp. Critical Care Med.* vol.153, 3-50 (Part 1) and 477-498 (Part 2).
- Battaille C & R Galley 1999. *L'Aval du Cycle Nucléaire*. Office Parlementaire d'Evaluation des Choix Scientifiques et Technologiques. No.492 Sénat et No.972 Assemblée Nationale.
- Bonnieux F & B Desaignes 1998. *Economie et politiques de l'environnement*, Editions Dalloz, Paris, 320 pages.
- Brode RW & J Wang 1992. *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Model*. Vols.1-3, EPA 450/4-92-008a, EPA 450/4-92-008b, and EPA 450/4-92-008c. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC 27711.
- CADAS 1996. "Pollution Atmosphérique due au Transport: les Effets sur la Santé et l'Evolution Technologique". Académie des Sciences. Juin 1996.
- Curtiss PS & A Rabl 1966a. "Impacts of air pollution: general relationships and site dependence". *Atmospheric Environment*, Vol.30, p.3331-3347 (1996).
- Curtiss PS & A Rabl 1996b. "Impact Analysis for Air and Water Pollution: Methodology and Software Implementation". Chapter 13, p.393-426. *Environmental Modeling - Vol.3*. P. Zannetti, editor (1996)
- Derwent, RG & K Nodop. 1986. Long-range Transport and Deposition of Acidic Nitrogen Species in North-west Europe. *Nature* 324, 356-358.

- Dockery DW & JD Spengler 1981. "Personal exposure to respirable particulates and sulfates". J. Air Pollution Control Association, 31, pp.153-159.
- Dreicer M, V Tort & H Margerie 1995. "Nuclear fuel cycle: implementation in France". Final report for ExternE Program, contract EC DG12 JOU2-CT92-0236. CEPN, F-92263 Fontenay-aux-Roses. This report is included in Rabl et al [1996].
- ERPURS 1997. "Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé" (Analysis of short term correlations between air pollution and health). Evaluation des Risques de la Pollution Urbaine sur la Santé. Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, 21-23 rue Miollis, F-75015 Paris.
- ExternE 1995. ExternE: Externalities of Energy. ISBN 92-827-5210-0. Vol.1: Summary (EUR 16520); Vol.2: Methodology (EUR 16521); Vol.3: Coal and Lignite (EUR 16522); Vol.4: Oil and Gas (EUR 16523); Vol.5: Nuclear (EUR 16524); Vol.6: Wind and Hydro Fuel Cycles (EUR 16525). Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the European Communities, L-2920 Luxembourg.
- ExternE 1998. ExternE: Externalities of Energy. Vol.7: Methodology 1998 Update (EUR 19083); Vol.8: Global Warming (EUR 18836); Vol.9: Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887); Vol.10: National Implementation (EUR 18528). Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the European Communities, L-2920 Luxembourg. Results are also available at <http://ExternE.jrc.es/publica.html>. For a summary in French, see Rabl A & J V Spadaro. 1997. "Les coûts environnementaux de l'énergie". Rapport ADEME, action EP3, et Commission Européenne DG12, contrat JOS3-CT95-0010. ARMINES/Ecole des Mines de Paris, Paris.
- Frémy, D. et M. Frémy. 1996. Quid 1997. Editions Robert Laffont. Paris.
- Gagnon L & JF van de Vate 1997. "Greenhouse gas emissions from hydropower: the state of research in 1996". *Energy Policy*, vol.25, pp.7-13.
- ICRP 1991. International Commission On Radiological Protection. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Report 60, Annals of the ICRP, Pergamon Press, UK, 1991
- IPCC 1995. Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions of Climate Change. Bruce, J.P., Lee, H. and Haites, E.F. (Eds.) Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Krewitt W, A Trukenmueller, P Mayerhofer & R Friedrich 1995. "EcoSense - an Integrated Tool for Environmental Impact Analysis". in: Kremers, H., Pillmann, W. (Ed.): Space and Time in Environmental Information Systems. Umwelt-Informatik aktuell, Band 7. Metropolis-Verlag, Marburg 1995.
- Lipfert FW 1994. Air Pollution and Community Health: a Critical Review and Data Sourcebook. Van Nostrand Reinhold. New York.

- Mitchell, RC & RT Carson 1989. Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method. Resources for the Future. Washington, DC.
- Ontario Hydro. 1993. Full Cost Accounting for Decision Making. Toronto: Ontario Hydro, 700 University Ave. H18 J18 Toronto, Ontario. December 1993.
- ORNL/RFF 1994. External Costs and Benefits of Fuel Cycles. Prepared by Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future. Edited by Russell Lee, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN 37831.
- Pope CA, MJ Thun, MM Namboodri, DW Dockery, JS Evans, FE Speizer, & CW Heath. 1995. "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults". Amer. J. of Resp. Critical Care Med. vol.151, 669-674
- Quénel P et al 1995. "Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisienne". Santé Publique 1995, 6e année, n°4.
- Rabl A 1996. "Discounting of long term costs: what would future generations prefer us to do?" Ecological Economics, Vol.17, p.137-145
- Rabl A 1999a. "Air Pollution and Buildings: an Estimation of Damage Costs in France". Environmental Impact Assessment Review, vol.19(4), pp. 361 – 385. Voir également A. Rabl & L. Teulère. "Estimation des coûts attribuables à la pollution de l'air dans le secteur du bâtiment". Pollution Atmosphérique, vol.164, octobre-décembre 1999, pp.81-91.
- Rabl A 1999b. "Les bénéfices monétaires d'une amélioration de la qualité de l'air en Ile-de-France". Pollution Atmosphérique, janvier-mars 1999, pp.83-94.
- Rabl A & JV Spadaro. 1999. "Environmental Damages and Costs: an Analysis of Uncertainties". Environment International, Vol.25, 29-46
- Rabl A & N Eyre 1998. "An Estimate of regional and global ozone damage from precursor NOx and VOC Emissions". Environment International, vol.24, 835-850.
- Rabl A & JV Spadaro. 1997. "Les coûts environnementaux de l'énergie". Centre d'Energétique, Ecole des Mines de Paris, Paris, France. Rapport final pour l'ADEME et la Commission Européenne.
- Rabl A, JV Spadaro & PD McGavran 1998. "Health Risks of Air Pollution from Incinerators: a Perspective". Waste Management & Research, vol.16, pp.365-388. Version française "Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs : une perspective". Déchets, Sciences & Technique. N°9, pp.4-22 (1998).
- Rabl A, JV Spadaro & B Desaignes 1998. "Nouvelles réglementations pour les incinérateurs de déchets: Une Analyse Coût-Bénéfice". Environnement et Technique/Info-Déchets, April 1998/N°175, pp.17-21.
- Rabl, A., P. S. Curtiss, J. V. Spadaro, B. Hernandez, A. Pons, M. Dreicer, V. Tort, H. Margerie, G. Landrieu, B. Desaignes & D. Prault. 1996. Environmental Impacts and Costs: the Nuclear and the Fossil Fuel Cycles. Report to EC, DG XII, Version 3.0 June 1996. ARMINES (Ecole des Mines), 60 boul. St.-Michel, 75272 Paris CEDEX 06.

- Rowe, R.D., C.M. Lang, L.G. Chestnut, D. Latimer, D. Rae, S.M. Bernow, & D.White. 1995. The New York Electricity Externality Study. Oceana Publications, Dobbs Ferry, New York.
- Simpson D 1993. "Photochemical model calculations over Europe for two extended summer periods: 1985 and 1989. Model results and comparison with observations". Atmospheric Environment, vol. 27A, p.921-943.
- Spadaro JV & A Rabl 1999. "Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA". International J. of Life Cycle Assessment. Vol.4 (4), 229-243.
- Spadaro JV 1999. "Quantifying the Effects of Airborne Pollution: Impact Models, Sensitivity Analyses and Applications". Thèse doctorale, Ecole des Mines, 60 boul. St.-Michel, F-75272 Paris, France.
- UNSCEAR 1993. "Effects and Risks of Ionising Radiation". UNSCEAR 1993 Report, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources, New-York, 1993.
- Wells AJ 1994. "Passive smoking as a cause of heart disease". J American College of Cardiology, 24, pp.546-554.