

Électricité nucléaire : quels sont les coûts externes ?

© OCDE 2003
NEA n° 4373

AGENCE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE
ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

En vertu de l'article 1^{er} de la Convention signée le 14 décembre 1960, à Paris, et entrée en vigueur le 30 septembre 1961, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a pour objectif de promouvoir des politiques visant :

- à réaliser la plus forte expansion de l'économie et de l'emploi et une progression du niveau de vie dans les pays membres, tout en maintenant la stabilité financière, et à contribuer ainsi au développement de l'économie mondiale ;
- à contribuer à une saine expansion économique dans les pays membres, ainsi que les pays non membres, en voie de développement économique ;
- à contribuer à l'expansion du commerce mondial sur une base multilatérale et non discriminatoire conformément aux obligations internationales.

Les pays membres originaires de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la France, la Grèce, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. Les pays suivants sont ultérieurement devenus membres par adhésion aux dates indiquées ci-après : le Japon (28 avril 1964), la Finlande (28 janvier 1969), l'Australie (7 juin 1971), la Nouvelle-Zélande (29 mai 1973), le Mexique (18 mai 1994), la République tchèque (21 décembre 1995), la Hongrie (7 mai 1996), la Pologne (22 novembre 1996), la Corée (12 décembre 1996) et la République slovaque (14 décembre 2000). La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE (article 13 de la Convention de l'OCDE).

L'AGENCE DE L'OCDE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE

L'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) a été créée le 1^{er} février 1958 sous le nom d'Agence européenne pour l'énergie nucléaire de l'OECE. Elle a pris sa dénomination actuelle le 20 avril 1972, lorsque le Japon est devenu son premier pays membre de plein exercice non européen. L'Agence compte actuellement 28 pays membres de l'OCDE : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, la République de Corée, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe également à ses travaux.

La mission de l'AEN est :

- d'aider ses pays membres à maintenir et à approfondir, par l'intermédiaire de la coopération internationale, les bases scientifiques, technologiques et juridiques indispensables à une utilisation sûre, respectueuse de l'environnement et économique de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques ; et
- de fournir des évaluations faisant autorité et de dégager des convergences de vues sur des questions importantes qui serviront aux gouvernements à définir leur politique nucléaire, et contribueront aux analyses plus générales des politiques réalisées par l'OCDE concernant des aspects tels que l'énergie et le développement durable.

Les domaines de compétence de l'AEN comprennent la sûreté nucléaire et le régime des autorisations, la gestion des déchets radioactifs, la radioprotection, les sciences nucléaires, les aspects économiques et technologiques du cycle du combustible, le droit et la responsabilité nucléaires et l'information du public. La Banque de données de l'AEN procure aux pays participants des services scientifiques concernant les données nucléaires et les programmes de calcul.

Pour ces activités, ainsi que pour d'autres travaux connexes, l'AEN collabore étroitement avec l'Agence internationale de l'énergie atomique à Vienne, avec laquelle un Accord de coopération est en vigueur, ainsi qu'avec d'autres organisations internationales opérant dans le domaine de l'énergie nucléaire.

© OCDE 2003

Les permissions de reproduction partielle à usage non commercial ou destinée à une formation doivent être adressées au Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris, France. Tél. (33-1) 44 07 47 70. Fax (33-1) 46 34 67 19, pour tous les pays à l'exception des États-Unis. Aux États-Unis, l'autorisation doit être obtenue du Copyright Clearance Center, Service Client, (508)750-8400, 222 Rosewood Drive, Danvers, MA 01923 USA, ou CCC Online : <http://www.copyright.com/>. Toute autre demande d'autorisation ou de traduction totale ou partielle de cette publication doit être adressée aux Éditions de l'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 Paris Cedex 16, France.

AVANT-PROPOS

Ce rapport a été préparé par le Secrétariat de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) avec l'aide de consultants et sous la supervision du Comité de l'AEN chargé des études techniques et économiques sur le développement de l'énergie nucléaire et le cycle du combustible (NDC). Il résulte d'une étude de synthèse fondée sur une vaste revue de la littérature publiée sur le sujet, y compris des rapports d'organisations internationales et d'instituts de recherche nationaux et des travaux antérieurs de l'AEN.

Il est souvent fait référence à des conséquences graves du développement de l'énergie nucléaire dont le coût ne serait pas inclus dans les prix payés par les consommateurs d'électricité. Ce rapport décrit les coûts internalisés et les coûts externes de l'électricité nucléaire et présente quelques données sur les coûts externes d'autres sources de production d'électricité. Il est destiné aux preneurs de décision auxquels il entend fournir des données factuelles de base sur les aspects économiques au sens large de la production d'électricité nucléaire.

Ce rapport a été revu par le NDC et a bénéficié des commentaires et suggestions de ses membres. Néanmoins, son contenu ne reflète pas nécessairement les points de vue des gouvernements de tous les pays membres ou de leurs représentants. Il est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|----|
| Avant-propos | 3 |
| Résumé de synthèse | 7 |
| 1. Introduction | 11 |
| 2. Externalités | 15 |
| 3. Coûts internalisés et coûts externes de l'électricité nucléaire | 25 |
| 4. Internalisation des externalités et politiques énergétiques | 43 |
| 5. Résumé des principales observations | 51 |
| Annexes | |
| 1. Externalités positives de l'électricité nucléaire | 53 |
| 2. Externalités sanitaires et environnementales de l'électricité nucléaire ... | 61 |
| 3. Charges financières des exploitants nucléaires | 79 |
| Liste des graphiques | |
| 2.1 Principales étapes de l'analyse des chemins d'impacts appliquée aux conséquences des émissions de polluants | 21 |
| 2.2 Méthode de l'analyse des chemins d'impacts appliquée aux rejets radioactifs de la chaîne électronucléaire | 23 |
| A.2.1 Répartition de la dose collective totale entre toutes les étapes du cycle du combustible nucléaire | 68 |
| A.2.2 Procédure d'évaluation d'un accident de réacteur nucléaire | 71 |

Liste des tableaux

| | | |
|-------|---|----|
| 3.1 | Coûts de la production électronucléaire | 28 |
| 3.2 | Répartition des impacts du fonctionnement normal du cycle du combustible nucléaire | 30 |
| 3.3 | Coûts externes du cycle du combustible nucléaire français dans les conditions normales de fonctionnement | 33 |
| 3.4 | Coûts externes du cycle du combustible nucléaire dans différents pays | 36 |
| 3.5 | Coûts externes du cycle du combustible nucléaire d'après différentes études | 36 |
| 3.6 | Coûts externes et coûts directs de la production d'électricité dans l'Union européenne | 38 |
| A.2.1 | Étapes prises en compte pour l'évaluation des coûts externes du cycle du combustible nucléaire en France | 62 |
| A.2.2 | Répartition des doses collectives pour le cycle du combustible nucléaire français | 65 |
| A.2.3 | Répartition temporelle des impacts sanitaires du cycle du combustible nucléaire français | 67 |
| A.2.4 | Répartition temporelle des coûts externes de l'énergie nucléaire | 69 |
| A.2.5 | Répartition géographique des coûts externes de l'énergie nucléaire | 69 |
| A.2.6 | Dose collective calculée pour un accident grave dans un réacteur (ST21 : scénario de référence pour la France) | 73 |
| A.2.7 | Coûts directs externes d'un accident grave dans un réacteur nucléaire | 74 |

RÉSUMÉ DE SYNTHÈSE

Comme d'autres sources d'énergie, le nucléaire comporte des risques et des avantages qui doivent être identifiés et évalués dans leur intégralité pour déterminer ses coûts externes. Ce faisant, il est essentiel d'analyser les coûts économiques directs de l'électricité produite par des centrales nucléaires afin de pouvoir délimiter précisément la frontière entre les coûts économiques (internalisés) et les éventuels coûts externes et de pouvoir indiquer l'incidence que peut avoir l'internalisation des coûts externes sur les coûts totaux. En fait, une externalité n'existe que si des effets négatifs ou positifs sont produits par une activité économique et subis par des tiers et que ces effets n'ont pas de prix sur le marché.

Les charges financières futures liées au démantèlement et à la déconstruction des installations nucléaires, les répercussions sanitaires et environnementales des rejets de radioactivité durant l'exploitation normale, le stockage des déchets radioactifs et les effets des accidents graves sont souvent cités, à propos de l'énergie nucléaire, comme autant de sources potentielles de coûts externes. Il est vrai qu'ils pourraient se traduire par des coûts externes si l'on ne créait pas à temps, pour les financer, des fonds adaptés garantis par des organes indépendants et fiables et pris en compte dans les coûts (et le prix de marché) de l'électricité nucléaire. Cependant, un certain nombre de mécanismes ont été mis en place pour constituer ces fonds, internalisant, donc, dans une large mesure, ces externalités potentielles.

L'industrie électronucléaire est régie par une réglementation qui limite rigoureusement les émissions atmosphériques et les effluents liquides pouvant être rejetés par les installations nucléaires et exige le confinement des déchets radioactifs solides afin qu'ils soient isolés de la biosphère tant qu'ils risquent d'être dangereux pour la santé publique et l'environnement. C'est pourquoi, les coûts en capital et les coûts d'exploitation des centrales nucléaires et des installations du cycle du combustible internalisent déjà une proportion importante des coûts externes potentiels mentionnés ci-dessus, de sorte que ces coûts sont répercutés sur les prix payés par les consommateurs d'électricité nucléaire.

On estime que les coûts de démantèlement représentent de 10 à 15 % des coûts en capital hors intérêts intercalaires des centrales nucléaires. Étant donné que les activités et les dépenses de démantèlement n'interviennent qu'après l'arrêt de la centrale, les montants destinés à financer le démantèlement sont provisionnés, grâce à un prélèvement sur le prix de l'électricité nucléaire, pendant l'exploitation de la centrale conformément au « principe pollueur-payeur ». Les pays membres de l'OCDE ont mis en place un large éventail de mécanismes et de dispositifs pour estimer les coûts de démantèlement dans leur intégralité et garantir la constitution et la sauvegarde des fonds nécessaires afin qu'ils soient disponibles le moment venu.

Les coûts de stockage des déchets de haute activité sont traités de la même manière que les coûts de démantèlement tant que des dépôts de stockage définitifs ne sont pas en service. Les exploitants des installations nucléaires préparent des estimations de ces coûts, qui sont vérifiées et auditées par des organismes publics indépendants, et accumulent les fonds nécessaires, habituellement en majorant le prix de l'électricité par unité produite, dans le but de financer au moment voulu les dépenses, internalisant ainsi les externalités potentielles.

En ce qui concerne les effets des accidents nucléaires graves, un régime juridique spécial, le système de responsabilité civile, a été mis en place pour garantir dans certaines limites la couverture par les assurances des dommages en cas d'accident nucléaire. On considère que ce régime d'assurance, instauré dès l'aube du nucléaire civil, est fondamental pour le développement de cette énergie pour deux raisons. Premièrement, il résout le problème de la responsabilité illimitée pour les investisseurs ; deuxièmement, il permet d'assurer une excellente couverture au public redoutant les risques de dommages produits par un accident nucléaire grave même si la probabilité d'un tel accident est très faible.

En règle générale, le propriétaire d'une centrale nucléaire est responsable d'une première tranche importante des dommages causés aux tiers, et doit donc souscrire une assurance permettant de les couvrir. Un programme de protection financière complémentaire financé par l'industrie, ou dans certains pays le gouvernement, assure la couverture d'une seconde partie importante des dommages, l'indemnisation de tout dommage restant éventuel étant du ressort de l'État.

Ainsi, conformément à la loi Price-Anderson aux États-Unis, les exploitants des centrales nucléaires doivent prendre en charge jusqu'à 88 millions d'USD (sans toutefois dépasser 10 millions d'USD par année et par réacteur) au titre de la deuxième tranche des dommages causés par un accident dont le montant dépasse le premier niveau de couverture. En outre, le Congrès peut fixer un montant complémentaire si les deux premiers niveaux de couverture ne suffisent pas à dédommager les victimes. Il importe de noter qu'en contrepartie

de la limitation des responsabilités, le Price-Anderson Act définit une procédure simplifiée de règlement des sinistres à l'intention du public pour accélérer les remboursements des pertes, supprimant ainsi le délai auquel sont confrontés les plaignants avant d'être indemnisés pour des dommages corporels ou matériels ordinaires. Cette loi prévoit, par ailleurs, le remboursement immédiat des coûts de toute opération d'évacuation imposée qui pourrait être décidée au voisinage des centrales nucléaires.

Tous les coûts du régime d'assurance nucléaire mis en place par la loi Price-Anderson sont financés par les exploitants de centrales nucléaires, soit par le biais des primes d'assurance qu'ils versent pour couvrir leur responsabilité pour la première tranche de dommages ou par le biais de cotisations rétroactives destinées à couvrir la seconde et la troisième tranche des dommages. Ainsi, la loi Price-Anderson assure que les coûts sont entièrement internalisés dans ce que paient les exploitants.

De ce fait, les seules externalités qui restent concernent les éventuelles répercussions sanitaires et environnementales des rejets radioactifs dans les conditions normales d'exploitation des installations. Ces répercussions ont été évaluées dans un très grand nombre d'études exhaustives, en particulier ExternE (Externalités de l'énergie), projet créé dans le cadre du programme de recherche Joule de la Commission européenne. Bien que les résultats obtenus par différentes études et pour différentes sources d'énergie varient beaucoup aussi bien pour les coûts internalisés que pour les coûts externes, ils permettent de tirer quelques conclusions générales sur l'ampleur relative des coûts directs et externes caractérisant chaque technologie. Pour les combustibles fossiles et la biomasse, les coûts externes sont du même ordre de grandeur que les coûts directs. En revanche, dans le cas de l'électricité nucléaire, de l'énergie solaire et de l'énergie éolienne, les coûts externes sont d'un ordre de grandeur inférieurs aux coûts directs.

Les externalités de l'énergie ne proviennent pas uniquement bien sûr des répercussions environnementales et sanitaires produites, mais peuvent aussi découler de facteurs macroéconomiques, politiques ou stratégiques ne se reflétant pas dans les prix, comme la sécurité d'approvisionnement, la stabilité des coûts et les effets économiques généraux sur l'emploi et la balance du commerce. Bien que ces externalités n'aient généralement pas fait l'objet d'une évaluation quantitative, elles ont été soumises à une analyse qualitative dans certaines études dont les résultats montrent qu'elles ne sont pas à l'origine d'une distorsion importante des prix du marché. Néanmoins, si ces externalités étaient internalisées, les effets seraient positifs (à savoir, avantage de coûts) pour l'énergie nucléaire.

1. INTRODUCTION

Les coûts externes, à savoir les coûts supportés par la société dans son ensemble et non par les seuls consommateurs d'un bien, d'un produit ou d'un service, nuisent à l'optimisation économique, sociale et environnementale globale car ils empêchent les mécanismes du marché de fonctionner efficacement par l'intermédiaire de signaux de prix appropriés. De ce fait, il est indispensable de rechercher et de quantifier les coûts externes des systèmes énergétiques dans une perspective de développement durable (OCDE, 2001; AEN, 2000).

Les coûts ont toujours influencé de manière décisive les décisions, en particulier lorsqu'il s'est agi de choisir entre des sources d'énergie et des techniques différentes de production de l'électricité. Néanmoins, les coûts externes n'ont commencé à recevoir toute l'attention qu'ils méritent que récemment. En outre, même si ces coûts jouent un rôle de plus en plus important dans la définition des politiques, leur identification et quantification ainsi que la recherche de moyens appropriés pour les inclure dans les prix payés par les consommateurs sont loin d'être terminés. D'abondants travaux sont donc actuellement consacrés à ce sujet.

Ce rapport s'intéresse avant tout aux coûts externes potentiels de la production d'électricité nucléaire. Les données et analyses présentées ici, qui proviennent d'études précédentes de l'AEN et d'études faisant autorité d'instituts nationaux et d'organisations internationales, doivent permettre de comprendre à partir d'une base solide et transparente en quoi consistent les coûts externes de l'énergie nucléaire, comment il est possible de les évaluer et dans quelle mesure ils ont été déjà internalisés dans le prix payé par les consommateurs.

Les coûts, les risques et les avantages de l'électricité nucléaire doivent en fin de compte être analysés par rapport à d'autres options et sources d'énergie. Généralement, les politiques énergétiques nationales visent à mettre en place des systèmes assurant la diversité et la sécurité d'approvisionnement, à partir de sources d'énergie primaire variées et à l'aide de différentes technologies de conversion. L'évaluation des coûts externes sur la base de laquelle seront prises

les décisions doit cadrer avec cet objectif. C'est pourquoi, les données et les analyses fournies dans ce rapport ont pour but d'étayer les études d'évaluation comparatives réalisées par la suite.

Comme les autres sources d'énergie, le nucléaire comporte des risques et des avantages dont il importe de prendre pleinement conscience et qu'il faut estimer pour déterminer ses coûts externes. Ce faisant, il est essentiel d'analyser les coûts économiques directs de l'électricité produite par les centrales nucléaires afin de délimiter clairement la frontière entre les coûts économiques (internalisés) et les éventuels coûts externes et d'indiquer l'incidence possible sur les coûts totaux de l'internalisation des coûts externes. De fait, une externalité n'existe que si un effet négatif ou positif est produit par une activité économique et que cet effet n'a pas de prix sur le marché (Pearce, 2001).

Les réacteurs nucléaires et les installations du cycle du combustible sont des systèmes complexes d'une grande technicité contenant une grande quantité de matières radioactives qui, faute d'être efficacement isolées de l'environnement, peuvent causer des dommages importants. Néanmoins, l'industrie nucléaire doit se conformer à un régime de sûreté rigoureusement réglementé, qui garantit que les effets sur la santé et l'environnement resteront à des niveaux tellement bas qu'on peut les estimer négligeables.

On associe souvent des coûts externes au stockage des déchets radioactifs, aux charges financières futures produites par le démantèlement et la déconstruction des installations nucléaires, aux effets sanitaires et environnementaux des rejets de radioactivité durant l'exploitation normale et aux conséquences des accidents graves. Tous ceux-ci sont étudiés dans le cadre de ce rapport car ils peuvent effectivement être à l'origine de coûts externes, en particulier les charges financières futures si l'on ne créait pas à temps pour les financer des fonds adaptés, garantis par des organes indépendants et fiables et pris en compte dans le prix de l'électricité nucléaire.

Les avantages de l'énergie nucléaire, qui ne sont pas intégrés dans les prix, sont également abordés car il faut en tenir compte lorsqu'on évalue les externalités. En dehors de la compétitivité des coûts de production des actuelles centrales nucléaires sur la plupart des marchés, les avantages de l'énergie nucléaire qui ne sont pas reflétés actuellement dans les prix sont les suivants : sécurité d'approvisionnement, stabilité des coûts et quasi-absence d'émissions atmosphériques de gaz à effet de serre¹, d'autres gaz polluants et de particules.

1. Les centrales nucléaires en tant que telles n'émettent pas de gaz à effet de serre, d'autres gaz polluants ou de particules. Néanmoins, l'utilisation de combustibles fossiles au cours d'autres étapes de la chaîne énergétique (par exemple pour

En particulier, la sécurité d’approvisionnement et la stabilité des coûts dépendent de l’existence de ressources de combustible appropriées. Les ressources en uranium sont suffisantes pour alimenter les centrales même en cas d’une forte augmentation de la puissance nucléaire installée mondiale, et la répartition géographique et la stabilité des gouvernements des pays producteurs d’uranium garantissent la sécurité d’approvisionnement dans le futur (AIEA et AEN, 2002).

À la suite du chapitre introductif, le chapitre 2 présente la notion d’externalités et les méthodes permettant de les évaluer et de les chiffrer en insistant sur l’application à l’électricité nucléaire. Les externalités positives de l’énergie nucléaire, comme la sécurité d’approvisionnement, la protection de l’environnement, les retombées de la R&D et les effets positifs sur la balance des paiements et la stabilité des prix, sont rapidement traités dans l’annexe 1.

Le chapitre 3 décrit les coûts internalisés et externes de l’électricité nucléaire et relativise ces coûts en les comparant à ceux d’autres sources d’énergie et technologies de production de l’électricité. Il contient des données quantitatives sur les coûts, tirées d’études fiables comme ExternE (CE, 1999 et 1995) et d’analyses économiques publiées par l’OCDE (par exemple AIE et AEN, 1998). On trouvera dans l’annexe 2 une description plus détaillée des externalités sanitaires et environnementales de l’énergie nucléaire et dans l’annexe 3 des informations sur les charges financières futures des exploitants nucléaires.

Le chapitre 4 aborde les principaux aspects de l’internalisation des coûts externes dans le cadre de la définition des politiques, et notamment l’évaluation des impacts sanitaires mondiaux à long terme, la valorisation monétaire, la perception des risques, les incertitudes et la cohérence de l’approche économique générale des coûts externes déjà internalisés. Enfin, les principales observations et conclusions pouvant être tirées des informations présentées dans ce rapport sont récapitulées dans le chapitre 5.

Chaque chapitre et annexe est suivi d’une liste de références d’ouvrages fournissant des informations complémentaires sur chaque sujet, et une biographie est présentée à la fin du document pour ceux qui souhaitent lire d’autres ouvrages sur le sujet.

l’extraction d’uranium, la préparation du combustible et le transport) peuvent être à l’origine d’émissions très réduites dont il faut tenir compte dans l’évaluation de « l’ensemble de la chaîne énergétique ».

Références

Agence internationale de l'énergie atomique et Agence pour l'énergie nucléaire, *Uranium 2001 : Ressources, production et demande*, OCDE, Paris, France, 2002.

Agence internationale de l'énergie et Agence pour l'énergie nucléaire, *Prévisions des coûts de production de l'électricité : mise à jour 1998*, OCDE, Paris, France, 1998.

Agence pour l'énergie nucléaire, *L'énergie nucléaire dans une perspective de développement durable*, OCDE, Paris, France, 2000.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 7 à 10, CE, Bruxelles, Belgique, 1999.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 1 à 6, CE, Bruxelles, Belgique, 1995.

Organisation de coopération et de développement économiques, *Développement durable : les grandes questions*, OCDE, Paris, France, 2001.

Pearce, D., "Energy Policy and Externalities: An Overview", in *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Approach*, Workshop Proceedings, 15-16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

2. EXTERNALITÉS

Contexte et définitions

La notion d'externalité apparaît dans la littérature économique dès le début du XX^{ème} siècle. En 1920, Pigou désigne les conséquences néfastes des activités économiques par le vocable « coûts externes » (Pigou, 1920). Par la suite, Kapp, anticipant les répercussions considérables de la croissance économique sur l'environnement, introduisit la notion de « coût social » qu'il définissait comme l'ensemble des charges directes et indirectes imposées par les acteurs économiques aux tiers ou à la population dans son ensemble (Kapp, 1950). Plus récemment, en 1974, le Conseil de l'OCDE a recommandé l'application par les gouvernements du « principe pollueur-payeur » qui a été défini au début des années 70 dans le but de faire payer les coûts des mesures adoptées pour prévenir la pollution et la combattre aux pollueurs et donc aux consommateurs de leurs produits plutôt qu'à la société dans son ensemble.

Les coûts externes sont liés aux conséquences économiques d'une activité auxquelles doit faire face la société mais qui ne sont pas explicitement prises en compte par les agents économiques au cours du processus décisionnel. Les économistes et les décideurs politiques sont de plus en plus convaincus de la nécessité de prendre en considération, d'évaluer et d'internaliser les coûts externes eu égard aux objectifs du développement durable. Néanmoins, il est indispensable de réaliser des travaux analytiques complémentaires pour permettre une internalisation totale des externalités au cours du processus décisionnel.

Sur des marchés pleinement concurrentiels, en l'absence d'externalités, les prix sont l'instrument d'une attribution efficace des ressources, aussi bien du côté production que du côté consommation. Les coûts externes résultant des imperfections et/ou de l'absence de marché, comme c'est le cas pour l'air pur et l'eau douce, empêchent une attribution optimale des ressources. Les prix de marché ne peuvent envoyer les bons signaux aux agents économiques et aux décideurs tant que ces externalités subsistent. Ainsi, à défaut d'une « valeur du carbone » obtenue, par exemple, en taxant les émissions de carbone, les prix du

marché ne peuvent inciter les producteurs et les consommateurs d'énergie à se tourner vers une source d'énergie émettant moins de carbone.

Dans le secteur de l'énergie, un large éventail de coûts externes peuvent résulter en particulier des impacts sanitaires et environnementaux des émissions et des déchets. Les effets sur la santé de la population et des travailleurs (mortalité et morbidité), les écosystèmes naturels, la faune et la flore, l'agriculture, les édifices et les objets culturels ainsi que les impacts environnementaux mondiaux, comme le changement climatique provoqué par les gaz à effet de serre, restent des coûts externes des systèmes énergétiques puisqu'ils ne sont pas payés par les producteurs et les consommateurs d'énergie.

À ce propos, il faut noter que la mise en œuvre de mesures de protection de l'environnement ou d'autres mesures de prévention des dommages internalisent *de facto* certaines externalités. Dans le secteur nucléaire, les normes, critères et règlements de sûreté et de radioprotection, fondés sur le principe ALARA (aussi bas que raisonnablement possible) permettent de réduire considérablement les coûts externes. En soumettant les émissions et les rejets de radioactivité à des limites sévères, on maintient à des niveaux très faibles les effets potentiels sur la santé et l'environnement de l'exploitation des installations nucléaires.

Coûts externes et externalités

Une externalité peut-être définie comme le coût, ou le bénéfice, qui n'est pas intégré dans le prix d'un bien parce qu'il n'est pas compris dans le prix d'offre ou de demande. Une externalité est produite lorsque l'activité économique d'un acteur (ou groupe d'acteurs) a une incidence positive, ou négative, sur la fonction de bien-être d'un autre acteur (ou groupe d'acteurs) et lorsque le premier n'est pas totalement indemnisé par le second ou n'indemnie pas totalement le second pour cette incidence. L'externalité est un type de défaillance qui est à l'origine d'une inefficacité.

Cette définition est surtout utilisée quand il s'agit d'externalités environnementales négatives, comme la pollution de l'air qui nuit à la santé et endommage les cultures ou les matériaux, pour lesquelles le pollueur peut ne pas subir de dommages directs ou indirects. En principe, les externalités peuvent aussi être positives : citons par exemple le cas d'un apiculteur dont les abeilles assurent la pollinisation des arbres fruitiers du verger voisin.

Un élément essentiel de la définition est la non-participation à la décision relative à l'activité économique de l'une ou de plusieurs des parties touchées ainsi que l'absence d'une indemnisation complète des coûts ou des avantages qui échoient à la partie réceptrice. Selon cette définition, la pollution de l'environnement ne sera pas une externalité si ceux qui souffrent de ses répercussions négatives sont pleinement dédommagés (Viridis, 2002).

Depuis le début des années 70, l'intérêt porté aux impacts environnementaux des systèmes de production d'électricité, y compris les centrales nucléaires et les installations du cycle du combustible n'a cessé de croître. Cet intérêt a stimulé l'évaluation des coûts externes qui est indispensable si l'on veut pouvoir procéder à une comparaison équitable de différentes options de production d'électricité. De nombreux experts, instituts nationaux et organisations internationales se sont employés à pleinement caractériser ces coûts.

Les études sur les coûts externes de la production d'électricité ont démarré dans les années 80 par les travaux de Hohmeyer et Ottinger (Hohmeyer et Ottinger, 1994 et 1992). Leurs évaluations recouvraient l'électricité nucléaire mais reposaient sur des hypothèses très spécifiques, ce qui a amené à contester la pertinence de leurs résultats dans un contexte général. Les problèmes méthodologiques soulevés par l'évaluation des coûts externes ont incité la Commission européenne et le ministère de l'Énergie des États-Unis à lancer, au début des années 90, un projet de recherche conjoint ExternE (Externalités de l'énergie) pour examiner ces problèmes et trouver une méthodologie permettant d'estimer les coûts externes de l'énergie.

Le projet ExternE, créé dans le cadre du programme de recherche Joule, a produit des résultats fiables sur un large éventail de sources et de techniques de production de l'électricité. Une méthodologie commune, fondée sur des informations scientifiques et économiques, a ainsi été progressivement élaborée pour la Commission européenne depuis 1994 (CE, 1999 ; CE, 1995). Une série assez exhaustive de données est aujourd'hui disponible, et un nombre relativement grand de chercheurs de disciplines différentes continue de travailler sur ce projet afin de mieux harmoniser les résultats dans un cadre cohérent.

Les externalités de l'énergie ne se limitent pas, bien sûr, aux impacts sanitaires et environnementaux et peuvent aussi être induites par des facteurs macroéconomiques, politiques ou stratégiques, qui ne sont pas pris en compte dans les prix de marché, comme la sûreté d'approvisionnement, la stabilité des coûts et les incidences économiques générales sur l'emploi et la balance commerciale (AEN, 1992). Bien que ces externalités n'aient en général pas été chiffrées, elles ont fait l'objet d'une analyse qualitative dans certaines études dont les résultats indiquent qu'elles ne sont pas une cause majeure de distorsion des prix. L'annexe 2 fournit des informations sur les principales externalités de l'énergie nucléaire qui ne relèvent pas des évaluations des impacts sanitaires et environnementaux.

Méthodes d'évaluation des externalités

La mise au point de méthodes d'évaluation scientifiquement rigoureuses et acceptées par la communauté internationale est une première étape indispensable de l'estimation des coûts externes de la production d'électricité. Ces méthodologies se caractérisent par le fait qu'elles :

1. décrivent toutes les phases ou étapes du cycle du combustible (ou de la chaîne énergétique) ;
2. fournissent des informations sur les flux de matériaux et d'énergie et sur les pressions sur l'environnement (émissions et rejets, par exemple) associées à chacune des étapes ;
3. permettent d'estimer les impacts sanitaires et environnementaux résultant de ces pressions ; et, enfin
4. fournissent un mécanisme permettant d'estimer les coûts de ces impacts.

La méthodologie élaborée et utilisée dans le cadre du projet ExternE est un bon exemple de l'état de l'art. Dans la démarche méthodologique adoptée dans ce projet, une forme d'analyse du cycle de vie (ACV) est utilisée pour répondre aux deux premières conditions essentielles énumérées ci-dessus, tandis que les deux autres sont prises en compte dans l'analyse des chemins d'impacts qui est réalisée ensuite (IPA). Ces deux outils analytiques de la méthodologie ExternE sont décrits brièvement ci-dessous.

Analyse du cycle de vie (ACV)

L'analyse du cycle de vie, une méthode élaborée au début des années 70, permet de procéder à un inventaire quantitatif détaillé des flux de matériaux et d'énergie associés à toutes les étapes du cycle de vie d'un produit ou d'une activité, de la production et de la transformation de la matière première à son utilisation finale et au stockage des déchets, c'est-à-dire « du berceau au cimetière » (voir AIE, 1993; AIE et AEN, 2002; Dones *et al.*, 1998; Vattenfall, 1996). Pour des systèmes de production d'électricité, l'ACV comprend tous les segments, y compris les processus en amont et en aval de la centrale. L'analyse identifie et met l'accent sur les segments du cycle du combustible (ou de la chaîne énergétique) qui aboutissent aux plus importantes externalités. Les facteurs liés à la production et à l'utilisation des matériaux de construction et du personnel sont inclus dans l'analyse quand on estime qu'ils constituent une source importante d'externalités (par exemple, certains systèmes d'énergie

renouvelable). Généralement, il s'agit d'analyses à la marge, à savoir par unité d'électricité produite.

La première étape de l'ACV consiste à déterminer les différentes étapes de la chaîne énergétique à étudier. Pour la chaîne nucléaire, on examine habituellement huit étapes : extraction et traitement du minerai ; conversion ; enrichissement ; fabrication du combustible ; production d'électricité ; stockage définitif des déchets de faible et moyenne activité ; et retraitement et stockage définitif des déchets de haute activité ou du combustible usé. Le transport des matières et des déchets radioactifs entre ces étapes ainsi que la construction des centrales et de l'infrastructure, l'exploitation et le démantèlement sont également pris en compte dans l'évaluation.

Au cours de l'étape suivante de l'analyse, on prépare, pour chacun des éléments de l'inventaire des flux de matériaux et d'énergie, une liste des pressions exercées sur l'environnement (ou « facteurs d'agression »), c'est-à-dire des conditions qui peuvent avoir des répercussions sur la santé ou sur l'environnement. Citons parmi les facteurs d'agression, la consommation de matières premières et d'énergie, les effluents liquides, les émissions atmosphériques, la production et le traitement des déchets solides, les rejets thermiques, l'utilisation du sol, le bruit. Pour ces paramètres physiques, l'inventaire peut être de qualité, mais il est plus difficile de décrire les paramètres « mous », comme les nuisances visuelles, la pollution esthétique, la modification des trajets migratoires des animaux, etc. L'inventaire des facteurs d'agression donne lieu à une longue liste des substances qui sont générées par le système sous forme de produits utiles ou de déchets rejetés dans l'environnement ou qui sont consommés par le système sous forme de matériaux ou d'énergie. La consultation d'experts ou d'ouvrages sur les segments particuliers du système étudié permettra par exemple de dresser cet inventaire.

Analyse des chemins d'impacts (IPA)

La troisième étape, c'est-à-dire l'évaluation des différents impacts associés à chaque facteur d'agression est nettement plus complexe et difficile que l'établissement de l'inventaire. Les impacts sont parfois évalués suivant une subdivision géographique et temporelle. Certaines contributions aux impacts locaux et régionaux peuvent être facilement chiffrées, tandis que d'autres se prêtent mal à un traitement numérique, et d'autres encore ne peuvent être appréhendés que par une analyse qualitative. Les méthodes utilisables pour évaluer les éventuels impacts sanitaires et environnementaux des facteurs d'agression vont de la simple démarche consistant à examiner la pression sur

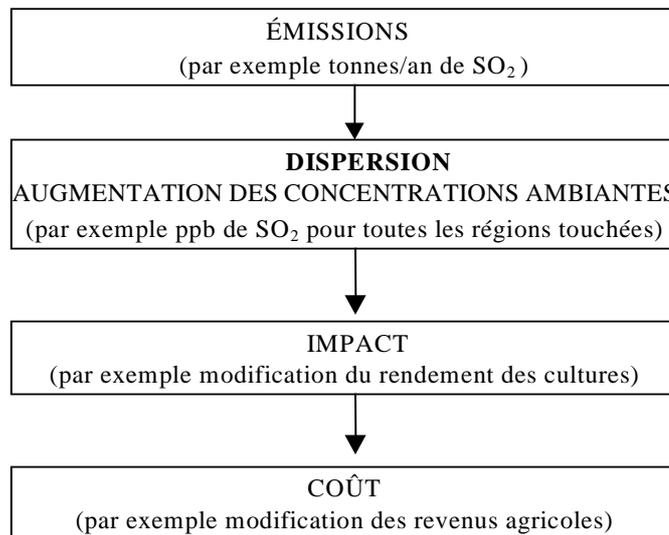
l'environnement (quantité rejetée par unité de temps, par exemple) à des démarches plus complexes consistant à estimer l'exposition de l'environnement et à établir une relation entre cette exposition et les effets sur la population, les communautés et les écosystèmes. Parmi les autres méthodes, citons l'évaluation de l'impact à partir de facteurs d'équivalence, de l'écotoxicité, des caractéristiques de persistance et de bioaccumulation (voir SETAC, 1994 ; SETAC, 1993 ; SETAC, 1992).

L'analyse des chemins d'impacts est une méthode mise au point dans le cadre des études du projet ExternE de la Commission européenne pour servir d'outil d'évaluation des différents impacts associés à chaque facteur d'agression et pour procéder à la valorisation monétaire de ces impacts.

Une technologie spécifique est choisie pour chaque étape de la chaîne énergétique, et les différentes étapes peuvent être réalisées à des emplacements différents. Pour le stockage définitif des déchets de haute activité, des hypothèses génériques ont été adoptées dans l'étude ExternE, puisqu'aucun dépôt n'est en service en Europe. À chaque étape du cycle du combustible, l'analyse prend en compte les caractéristiques spécifiques de la technologie et du site de l'installation.

L'analyse comprend un inventaire des rejets dans l'environnement à chaque étape, compte tenu de la construction, de l'exploitation normale et du démantèlement de l'installation et des situations accidentelles. Les rejets de chaque installation du cycle du combustible nucléaire appartiennent à l'une des trois grandes catégories suivantes : rejets atmosphériques, effluents liquides rejetés dans les rivières ou la mer, stockage définitif des déchets solides dans le sol. Des experts ont hiérarchisé ces rejets afin d'étudier de façon plus approfondie ceux dont les impacts sont les plus importants. L'étape suivante est consacrée au suivi du transfert et de la transformation des substances rejetées, compte tenu de leur cheminement dans l'environnement, ou chemins d'impacts établis par les modèles de transfert. Cette évaluation doit rendre compte des caractéristiques locales et régionales des sites où les installations sont exploitées. Après avoir utilisé des modèles de dispersion dans l'environnement et calculé les concentrations, on évalue enfin les impacts. Les principales étapes de l'analyse des chemins d'impacts sont illustrées sur la figure 2.1 (tiré de CE Vol. 2, 1995). Chaque étape indiquée est analysée à l'aide de modèles de processus détaillés.

Figure 2.1 Principales étapes de l'analyse des chemins d'impacts appliquée aux conséquences des émissions de polluants



Bien que des substances radioactives et non radioactives soient libérées à toutes les étapes du cycle du combustible nucléaire, les impacts les plus importants proviennent des rejets radioactifs, et les chemins d'impacts prioritaires sont ceux qui sont liés aux effets radiologiques sur la santé. La dose totale à la population est calculée en additionnant les contributions de chaque radionucléide, quel que soit le chemin considéré. Les doses sont utilisées pour calculer les effets sur la santé en prenant pour hypothèse une relation dose-effet linéaire prudente. Les indicateurs employés pour évaluer les effets sur la santé sont les morts, les blessés, les journées de travail perdues et les invalidités permanentes compte tenu d'effets radiologiques, comme les cancers mortels, les cancers soignables et les effets héréditaires graves radio-induits sur les générations futures, estimés conformément aux recommandations de la CIPR (Commission internationale de protection radiologique).

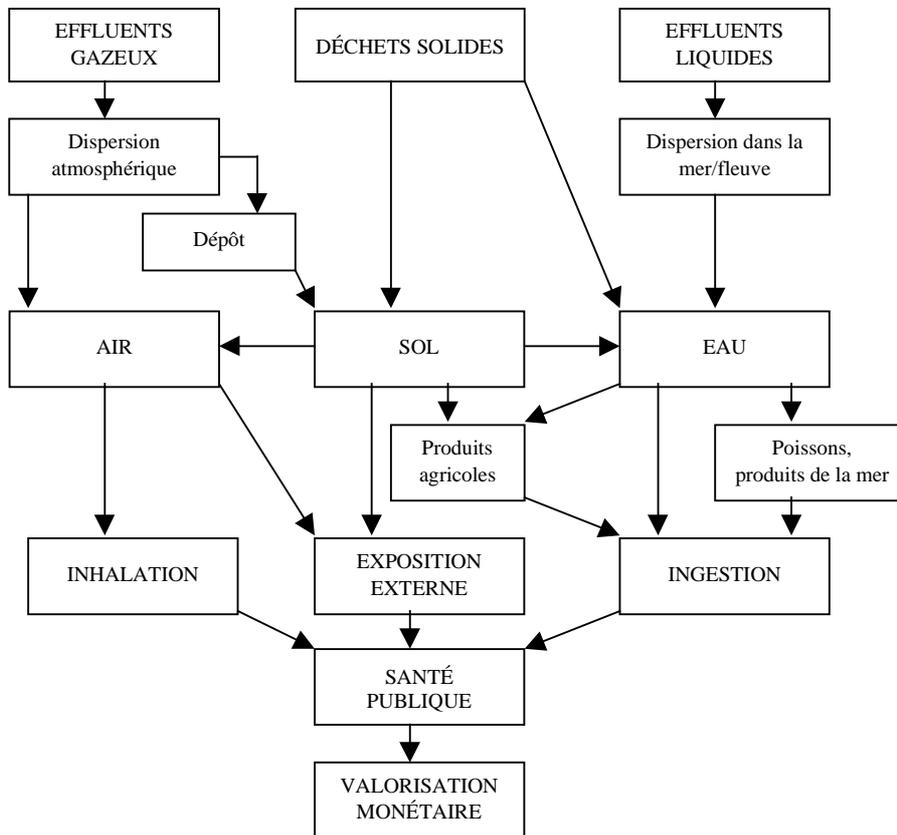
Les expositions professionnelles et les accidents du travail sont compris dans l'évaluation. En ce qui concerne les accidents du travail non radiologiques, l'évaluation est fondée en général sur les informations relatives au site qui sont données par l'installation. Si les données disponibles sont insuffisantes pour calculer une valeur représentative, les statistiques nationales les plus récentes sur les accidents ventilées par type d'emploi sont utilisées, en particulier pour les maladies professionnelles et les accidents du travail. Pour l'évaluation des incidences du transport de matières radioactives, on tient compte des doses

d'exposition externe reçues par le public et les travailleurs en relation avec le transport de conteneurs ainsi que de l'évaluation probabiliste d'éventuels accidents. Les incidences d'un accident grave susceptible de survenir dans un réacteur sont également évaluées en utilisant une méthode fondée sur le risque et un modèle d'évaluation des conséquences des accidents, comprenant les effets sur la santé, les perturbations sociales et économiques et les coûts des mesures correctives.

La répartition temporelle et géographique des impacts est prise en compte dans l'analyse des chemins d'impacts. Les impacts immédiats ou à court terme, à moyen terme et à long terme sont estimés séparément et finalement agrégés. Les impacts intervenant dans un délai d'un an, comme les lésions provoquées par un accident du travail, sont considérés comme étant immédiats ; les impacts à moyen terme sont ceux qui apparaissent au cours de la vie, à savoir dans un délai de moins de 100 ans ; et les impacts à long terme sont ceux qui n'interviennent qu'après 100 ans. Pour les analyses IPA du cycle du combustible nucléaire, l'évaluation des impacts à long terme comprend les incidences de la radioactivité pouvant éventuellement être libérée par les dépôts de déchets de haute activité sur une période allant jusqu'à 100 000 ans ou plus, bien que la validité des évaluations sur une si longue durée puisse être contestable. La répartition géographique se situe à l'échelle locale (moins de 100 km), régionale (200 à 1 000 km) et globale (plus de 1 000 km).

La dernière étape de la méthode d'analyse des chemins d'impacts est la valorisation monétaire des impacts physiques qui ont été estimés (voir CE, 1995). L'analyse des chemins d'impacts a pour objectif ultime de fournir une estimation des impacts et des coûts marginaux d'une centrale supplémentaire qui peuvent être comparés aux incidences et coûts d'autres choix. Pour ce faire, les résultats sont normalisés (c'est-à-dire exprimés par unité d'électricité produite). La valorisation monétaire s'appuie sur des modèles économiques utilisant souvent des méthodes faisant intervenir le consentement à payer pour estimer le coût unitaire des impacts sanitaires et environnementaux. Elle soulève un certain nombre de problèmes, parmi lesquels le choix d'une valeur statistique de la vie humaine et d'un taux d'actualisation lorsque l'on évalue les incidences à long terme sur les générations futures. Néanmoins, de récents travaux révèlent que des progrès ont été accomplis et qu'une série d'hypothèses et de résultats fait à présent l'objet d'un consensus.

Figure 2.2 Méthode de l'analyse des chemins d'impacts appliquée aux rejets radioactifs de la chaîne électronucléaire



La figure 2.2 représente les étapes successives d'une analyse des chemins d'impacts appliquée aux rejets radioactifs associés à l'ensemble de la chaîne nucléaire. Les impacts prioritaires du cycle du combustible nucléaire sur l'ensemble de la population sont des impacts radiologiques et non radiologiques dus aux rejets dans l'environnement dans les conditions normales d'exploitation et dans les conditions accidentelles. Les sources de ces impacts sont les rejets de matières radioactives par voie d'émissions atmosphériques, d'effluents liquides et de déchets solides.

Références

Agence internationale de l'énergie, *Expert Workshop on Life-Cycle Analysis of Energy Systems: Methods and Experience*, OCDE, Paris, France, 1993.

Agence internationale de l'énergie et Agence pour l'énergie nucléaire, *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Approach*, Workshop Proceedings, 15-16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Incidences économiques générales de l'énergie nucléaire*, OCDE, Paris, France, 1992.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 7, Methodology and Vol. 10, National Implementation, CE, Bruxelles, Belgique, 1999.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 2, Methodology and Vol. 5, Nuclear, CE, Bruxelles, Belgique, 1995.

Dones, R., U. Gantner et M. Menard, *Choice of Electricity – Mix for Different LCA Applications*, Institut Paul Scherrer, Willingen, Suisse, 1998.

Hohmeyer, O. et R. Ottinger, *Social Costs and Sustainability – Valuation and Implementation in the Energy and Transport Sector*, 27-30 mai, Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, 1994.

Hohmeyer, O. et R. Ottinger, *Social Costs of Energy – Present Status and Future Trends*, 8-11 septembre, Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, 1992.

Kapp, K.W., *The Social Costs of Private Enterprise*, Cambridge, Cambridge University Press, Royaume-Uni, 1950.

Pigou, A.C., *The Economics of Welfare*, MacMillan, Londres, Royaume-Uni, 1920.

SETAC-Europe, Foundation for Environmental Education, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, *Integrating Impact Assessment into LCA*, octobre, Bruxelles, Belgique, 1994.

SETAC, *A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment*, mars, Bruxelles, Belgique, 1993.

SETAC, *Life-Cycle Assessment*, avril, Bruxelles, Belgique, 1992.

Vattenfall, *Life-Cycle Assessment for Electricity Generation, Electricity and Environment*, Summary Report, Vattenfall, Suède, 1996.

Virdis, M.R., "Energy Policy and Externalities: The Life Cycle Approach", in *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Approach*, Workshop Proceedings, 15-16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

3. COÛTS INTERNALISÉS ET COÛTS EXTERNES DE L'ÉLECTRICITÉ NUCLÉAIRE

Coûts internalisés de l'électricité nucléaire

L'industrie nucléaire doit respecter une réglementation imposant de strictes limites aux rejets atmosphériques et aux effluents liquides des installations et qui exige de confiner les déchets radioactifs de façon à les isoler de la biosphère tant qu'ils sont susceptibles d'avoir un effet sur la santé et sur l'environnement. C'est pourquoi, bon nombre des coûts externes potentiels sont déjà internalisés dans des coûts en capital et les coûts d'exploitation des centrales nucléaires et des installations du cycle du combustible (AEN, 2000a), et sont ainsi répercutés sur les prix de l'électricité nucléaire payés par les consommateurs.

L'OCDE a publié une série de rapports consacrés aux projections des coûts de la production d'électricité qui présentent un panorama complet des méthodologies d'évaluation des coûts de production ainsi que de nombreuses données sur les coûts des diverses techniques de production dans un large éventail de pays. Ces publications contiennent une liste détaillée des éléments des coûts de la production d'électricité nucléaire ainsi que des indications et des informations qualitatives sur les coûts externes. La mise à jour de 1998 (AIE et AEN, 1998) met l'accent sur les technologies et centrales adaptées à une production en base et qui pourraient être exploitées dans les pays participants d'ici 2005-2010.

Les coûts de production (ou coûts directs) se décomposent en trois composants principaux : l'investissement, les coûts d'exploitation et de maintenance et le combustible. Dans le cas de l'énergie nucléaire, le coût d'investissement représente près de 60 % du coût total contre 20 % pour chacun des deux autres postes à savoir les coûts d'exploitation et de maintenance et les coûts du combustible. Pour évaluer les coûts externes de la production d'électricité nucléaire, il convient d'identifier et de quantifier, de la manière la plus exhaustive et la plus précise possible, les éléments de coûts qui sont déjà

inclus dans les coûts de production supportés par les producteurs d'électricité (c'est-à-dire déjà internalisés).

L'annexe 3 décrit la façon dont sont traitées dans les calculs les charges financières liées aux centrales nucléaires (par exemple, les assurances responsabilité civile, le démantèlement des installations et le stockage des déchets), ainsi que les systèmes mis en place pour assurer la disponibilité des fonds nécessaires.

Coûts d'investissement

Les coûts d'investissement d'une centrale nucléaire recouvrent une longue liste de postes qui vont de l'acquisition des terrains à la construction et incluent les coûts indirects tels que la conception et la mise en service de l'installation ainsi que les prévisions pour aléas et les intérêts intercalaires (AEN, 2000b). Il est difficile de distinguer précisément les éléments de ces coûts qui sont liés à la protection de la santé et de l'environnement, en d'autres termes qui correspondent à des externalités qui ont été internalisées. Par exemple, toutes les mesures pour garantir la sûreté des installations servent plusieurs objectifs, dont la protection de la santé et de l'environnement, mais aussi la fiabilité et la protection des actifs matériels. Bien que l'on ait suggéré que jusqu'à 60 % des coûts de la construction des centrales hors intérêts intercalaires pouvaient être rattachés à la sûreté et à la protection de la santé et de l'environnement (voir AIE et AEN, 1998 – annexe 6), les autres fonctions des dispositifs de sûreté (par exemple, assurer la fiabilité de l'exploitation et protéger les actifs) ne sont pas prises en compte dans ces estimations. Quoi qu'il en soit, la sûreté intégrée aux installations nucléaires réduit la probabilité d'un accident à un niveau très faible et, partant, les coûts externes associés aux risques d'accidents. Par ailleurs, il a été institué un régime juridique particulier, le système de responsabilité civile, afin de garantir la couverture par les assurances de tout dommage potentiel. Le coût de cette assurance (généralement porté au poste des coûts d'exploitation et de maintenance) représente également une forme d'internalisation des externalités potentielles.

Les coûts futurs du démantèlement des installations nucléaires sont déjà internalisés, car ils sont comptabilisés, sur toute la durée de vie des installations, dans le prix demandé au consommateur. Dans le cas des centrales nucléaires, on a estimé que les coûts du démantèlement représentent de 10 à 15 % environ des coûts en capital hors intérêts intercalaires. Puisque les opérations et les dépenses de démantèlement n'interviendront qu'une fois que la centrale aura cessé de produire de l'électricité, les fonds de démantèlement sont provisionnés pendant l'exploitation, venant majorer les prix de l'électricité, conformément au principe

pollueur-payeur. Les pays de l'OCDE ont mis en place une diversité de mesures pour s'assurer que ces coûts font l'objet d'une estimation complète et que les financements nécessaires sont provisionnés et garantis, afin d'être disponibles le moment venu (AEN, 1996).

Coûts d'exploitation et de maintenance

Les coûts d'exploitation et de maintenance, qui avoisinent 20 % des coûts totaux de la production d'électricité nucléaire (AEN, 1995) recouvrent tous les coûts supportés par les producteurs, à l'exception des coûts en capital et des coûts du combustible. L'internalisation des externalités dans les coûts d'exploitation et de maintenance concerne les dépenses résultant de la nécessité de protéger la santé et l'environnement, de surveiller les émissions et effluents et de provisionner les fonds nécessaires à la gestion et au stockage des déchets radioactifs ainsi qu'au démantèlement ultime de l'installation. Le matériel et le personnel de radioprotection, les mesures prises en prévision des crises et le financement/la rémunération des autorités de sûreté sont des exemples de coûts internalisés des installations nucléaires. De plus, les coûts de mise en œuvre du régime international des garanties sont également internalisés dans les prix de l'électricité nucléaire (voir AIE et AEN, 1998 – annexe 7).

Coûts du cycle du combustible nucléaire

Les coûts du cycle du combustible nucléaire, proches également de 20 % des coûts totaux de l'électricité nucléaire, recouvrent tous les coûts de l'amont et de l'aval du cycle du combustible, ainsi que les coûts des transports entre les diverses étapes du cycle. Il s'agit des coûts de l'uranium, de la conversion, de l'enrichissement, de la fabrication du combustible, du conditionnement et/ou du retraitement de combustible usé, ainsi que de la gestion et du stockage du combustible usé conditionné et/ou des déchets radioactifs issus du retraitement. À l'instar des centrales nucléaires, les mines, les usines de traitement de l'uranium et les autres installations du cycle du combustible sont soumises à des normes de sûreté et de radioprotection qui permettent de réduire à de très faibles niveaux leurs impacts potentiels sur la santé et l'environnement.

Une étude récente de l'AEN consacrée au cycle du combustible nucléaire (AEN, 2002) présente un panorama complet des technologies et pratiques propres au cycle du combustible nucléaire, ainsi que des moyens de réduire les émissions atmosphériques, les effluents liquides et les déchets solides, et aborde brièvement la question des coûts externes non internalisés. Les coûts du stockage des déchets de haute activité, en attendant que des dépôts soient mis en

service, constituent des charges financières futures et sont par conséquent traités de la même manière que les coûts du démantèlement (voir annexe 3). Les coûts du stockage sont estimés par les exploitants, puis vérifiés par les instances publiques responsables. Les exploitants provisionnent les fonds nécessaires, généralement collectés en appliquant une majoration par unité d'électricité produite, de façon à pouvoir payer les coûts correspondants le moment venu (voir AEN, 1996).

Coûts de production de l'électricité nucléaire

Le tableau 3.1 donne les coûts actualisés de l'électricité nucléaire tirés de l'ouvrage (AIE et AEN, 1998) dans quelques pays membres de l'OCDE, pour des taux d'actualisation de 5 et 10 %. L'éventail des coûts, de 2,5 à 4,5 cents des États-Unis/kWh, pour un taux d'actualisation de 5 %, et de 4,0 à 6,4 cents/kWh, pour un taux d'actualisation de 10 %, illustre bien la variabilité des coûts d'un pays à l'autre. Les coûts actualisés figurant sur ce tableau peuvent servir de référence pour évaluer l'importance relative des coûts externes décrits à la section suivante.

Tableau 3.1 Coûts de la production électronucléaire

| Pays | Taux d'actualisation (%) | Investissement (%) | Exploitation et maintenance (%) | Combustible (%) | Coût total (cent US/kWh) |
|-----------------|--------------------------|--------------------|---------------------------------|-----------------|--------------------------|
| Canada | 5 | 67 | 24 | 9 | 2,5 |
| | 10 | 79 | 15 | 6 | 4,0 |
| Corée (Rép. de) | 5 | 55 | 31 | 14 | 3,1 |
| | 10 | 71 | 20 | 9 | 4,8 |
| France | 5 | 54 | 21 | 25 | 3,2 |
| | 10 | 70 | 14 | 16 | 4,9 |
| Espagne | 5 | 54 | 20 | 26 | 4,1 |
| | 10 | 70 | 13 | 17 | 6,4 |
| États-Unis | 5 | 55 | 27 | 19 | 3,3 |
| | 10 | 68 | 19 | 13 | 4,6 |
| Turquie | 5 | 61 | 26 | 14 | 3,3 |
| | 10 | 75 | 17 | 9 | 5,2 |

Externalités sanitaires et environnementales de l'électricité nucléaire

Cette section sera consacrée aux externalités sanitaires et environnementales de l'énergie nucléaire, qui ont été amplement étudiées et

rigoureusement évaluées avec une marge d'incertitude raisonnable. D'autres externalités, telles que la diversité et la sécurité d'approvisionnement ou les impacts macroéconomiques, seront abordées plus rapidement (voir annexe 1), car elles n'ont pas encore fait l'objet d'évaluations quantitatives et monétaires suffisamment approfondies, convaincantes et fiables (voir annexe 2).

Résultats de l'étude ExternE sur le cycle du combustible nucléaire français

La valorisation monétaire des impacts de la production d'électricité, y compris dans des centrales nucléaires, a fait récemment d'importants progrès. On trouvera à la section qui suit quelques estimations indicatives, tirées pour l'essentiel du projet ExternE (CE, 1995), et complétées, chaque fois que possible, par les résultats d'autres études. Les résultats présentés ci-dessous se rapportent principalement à la France, pays qui a été choisi comme référence, parce que jugé représentatif par les spécialistes, pour ce qui concerne l'énergie nucléaire, dans l'étude ExternE. Cependant, des résultats obtenus dans d'autres pays sont donnés également afin d'élargir le champ de l'analyse.

Conformément à la démarche et à la méthodologie utilisées dans l'étude ExternE (pour de plus amples détails, voir l'annexe 2), cette section débute par une description de la façon dont sont déterminés les termes sources de référence, puis traite de l'évaluation des impacts physiques pour conclure par l'évaluation monétaire des coûts externes exprimés en valeur des impacts par unité d'énergie produite, en général le kWh. La question du changement climatique et les avantages que pourrait présenter l'énergie nucléaire de ce point de vue seront abordés brièvement dans l'annexe 1.

Termes sources

Pour chaque étape du cycle du combustible nucléaire, on établit une liste des principaux radioéléments rejetés dans l'air et l'environnement aquatique puis on évalue pour chacun d'eux les quantités rejetées. Si l'on dispose de données communiquées par les installations conformément aux règles de sûreté et de radioprotection, on s'en sert pour estimer les termes sources atmosphériques et liquides. En l'absence de données propres à l'installation, les estimations sont fondées sur des données génériques tirées du rapport du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR, 1993), qui sont considérées comme représentatives avec une marge d'incertitude raisonnable. Ces termes sources sont calculés à partir d'estimations de rejets normalisées à l'unité de production électrique. S'agissant du stockage définitif des déchets de haute activité, le terme source est tiré d'une

évaluation de la dose dans un scénario d'évolution normale à long terme qui sert de référence pour un dépôt géologique destiné aux déchets vitrifiés du retraitement.

En ce qui concerne les transports ordinaires, les termes sources sont calculés en tenant compte du débit de dose à la surface extérieure des colis transportés. En cas d'accident survenant pendant le transport, seuls les rejets d' UF_6 (naturel et enrichi) sont calculés, car il s'agit des rejets potentiels les plus toxiques (le transport des déchets radioactifs et du combustible usé n'est pas inclus dans les transports ordinaires et est donc traité séparément).

Résultats concernant les impacts physiques

Les résultats obtenus pour le cycle du combustible nucléaire français ont été exposés en détail dans l'ouvrage (Dreicer *et al.*, 1995) dont la publication (Schieber et Schneider, 2002) résume les conclusions. Le tableau 3.2 en est une illustration. Il présente la répartition spatiale (locale, régionale, mondiale) et temporelle (court, moyen et long terme) des impacts sanitaires radiologiques du fonctionnement normal du cycle du combustible nucléaire.

Tableau 3.2 Répartition des impacts du fonctionnement normal du cycle du combustible nucléaire

| | Impact local 0-100 km | Impact régional 100-1 000 km | Impact mondial >1 000 km |
|---------------------------------|--|--|---|
| Court terme (<1 an) | Impacts non radiologiques sur les travailleurs. Accidents de la route | – | – |
| Moyen terme (1-100 ans) | Impacts radiologiques sur les travailleurs et le public | Impact radiologique sur le public | ^{85}Kr , 3H , ^{14}C , ^{129}I |
| Long terme (100-100 000 ans) | Impact radiologique sur le public | Impact radiologique sur le public | ^{14}C , ^{129}I |

Pour ce qui est de la France, la dose collective totale calculée pour le grand public et les travailleurs et intégrée sur une population mondiale constante de 10 milliards d'habitants et une période de 100 000 ans, est de 13,1 hommes.Sv/TWh pour la totalité du cycle du combustible nucléaire. À l'échelle mondiale, le ^{14}C libéré pendant la production d'électricité et le retraitement représente une forte proportion de la dose (plus de

10 hommes.Sv/TWh). Il convient toutefois de noter que si cet isotope est responsable de 77 % de la dose collective totale donnée dans le rapport ExternE, cette proportion résulte de l'addition des très faibles doses reçues par une population immense sur une très longue période. La dose individuelle moyenne imputable aux rejets atmosphériques annuels de ^{14}C dans les étapes de la production d'électricité et du retraitement (qui représentent 15 et 85 % de la dose totale, respectivement) a été estimée à $2,10^{-12}$ Sv/TWh. Pour un REP de 900 MW produisant 5,7 TWh/an, on évalue à $1,1.10^{-11}$ Sv/an la dose individuelle. Il s'agit par conséquent d'une dose insignifiante par rapport à la dose individuelle moyenne de $1,2.10^{-5}$ Sv/an due au ^{14}C naturel ou de $2,4.10^{-3}$ Sv/an imputable à la radioactivité naturelle.

L'exposition du public représente plus de 97 % de la dose collective totale due au cycle de combustible nucléaire en France. Dans le cas de l'exposition des travailleurs, la production d'électricité, l'extraction et le traitement du minerai sont les principaux responsables de la dose collective. Les résultats de l'étude ExternE sont assez proches de ceux d'une étude récente de l'AEN (AEN, 2000c) qui faisait la somme des doses collectives sur 500 ans seulement et pour la population d'une seule région.

Cette étude démontre que la dose professionnelle et la dose au public sont peu influencées par le cycle du combustible adopté (cycle ouvert avec combustible UO_2 ou cycle fermé avec MOX). Par conséquent, à une échéance de 500 ans, l'impact radiologique n'est pas un facteur déterminant pour l'une ou l'autre option, et les coûts externes associés ne varient pas de manière significative.

Les calculs réalisés pour le cycle du combustible français révèlent que la plupart des effets sanitaires des différentes étapes du cycle du combustible nucléaire se ressentent à court et à moyen terme, sauf pour ce qui concerne la production d'électricité, le retraitement et le stockage des déchets qui ont des répercussions sanitaires à long terme. Les effets sur les travailleurs, pour l'essentiel résultant d'accidents non radiologiques, sont à classer dans la catégorie des impacts à court terme, même s'il existe des impacts radiologiques à moyen et à long terme. Plus de 93 % de la dose reçue par le public s'expliquent par la dispersion à l'échelle planétaire de certains radionucléides (tels que le ^{14}C et l' ^{129}I).

Les impacts sanitaires radiologiques du fonctionnement normal du cycle du combustible nucléaire sont directement proportionnels aux doses collectives totales. On a calculé le nombre d'effets sanitaires attendus dans l'hypothèse où toute dose produit un effet radiologique (c'est-à-dire en adoptant l'hypothèse linéaire sans seuil) et en utilisant les coefficients de risque, internationalement

reconnus, de la publication 60 de la CIPR (CIPR, 1991). Normalisés à la production d'énergie, les impacts sanitaires mondiaux se répartissent comme suit dans le cas de la France : 0,65 cancer mortel/TWh ; 1,57 cancers non mortels/TWh ; et 0,13 effet héréditaire grave/TWh. Ces résultats incluent les estimations des doses mondiales jusqu'à 100 000 ans. La majeure partie des ces effets devraient concerner le public.

S'agissant des travailleurs du nucléaire, on estime que la production de 1 TWh devrait provoquer 0,02 mort, 0,96 invalidité permanente et 296 jours de travail perdus. Les accidents du travail survenant pendant les phases de construction et de démantèlement du réacteur constituent le gros des impacts sur les travailleurs.

D'après ces estimations, le nombre de morts par cancer dans la population européenne que l'on peut attribuer au fonctionnement normal annuel d'un REP supplémentaire de 1 300 MWe, produisant environ 7 TWh par an, n'atteindrait que 0,1 s'il était intégré sur une période de 100 000 ans. Par comparaison, environ 800 000 cancers mortels de toutes origines sont enregistrés en Europe chaque année.

Les impacts des accidents survenant pendant le transport des déchets radioactifs sont extrêmement limités et concernent surtout le grand public. Dans le cas de la France, on estime à 0,0003 mort et 0,0017 blessé par TWh les conséquences sanitaires non radiologiques, ce qui donne pour la France aujourd'hui 0,1 mort et 0,7 lésion par an, sachant que les centrales nucléaires y produisent chaque année autour de 400 TWh. Comparé au nombre de morts et de blessés que fait la route chaque année, c'est là un chiffre insignifiant.

Valorisation monétaire

La dernière étape du calcul des coûts externes est la valorisation monétaire des dommages estimés. On trouvera résumés sur le tableau 3.3 (voir Schieber et Schneider, 2002) les coûts externes (tirés de l'étude ExternE) obtenus pour le fonctionnement normal du cycle du combustible nucléaire français pour 3 taux d'actualisation différents : 0 %, 3 % et 10 %. Ce tableau ventile les coûts externes par étape du cycle du combustible depuis l'extraction jusqu'au stockage des déchets, en passant par la production d'électricité et les transports entre différentes étapes. Les impacts du transport et de la distribution de l'électricité ne sont pas inclus car ils ne sont pas spécifiques à la production nucléaire.

Tableau 3.3 Coûts externes du cycle du combustible nucléaire français dans les conditions normales de fonctionnement (m€/kWh)

| Étape du cycle du combustible | Taux d'actualisation | | |
|-------------------------------------|----------------------|-------------|--------------|
| | 0 % | 3 % | 10 % |
| Extraction et traitement du minerai | 6,45E-02 | 1,84E-02 | 6,26E-03 |
| Conversion | 9,74E-04 | 4,78E-04 | 2,26E-04 |
| Enrichissement | 1,19E-03 | 7,90E-04 | 4,13E-04 |
| Fabrication du combustible | 1,89E-03 | 7,35E-04 | 3,10E-04 |
| Production d'électricité : | | | |
| Construction | 3,94E-02 | 3,94E-02 | 3,94E-02 |
| Exploitation | 4,41E-01 | 1,68E-02 | 4,12E-03 |
| Démantèlement | 1,93E-02 | 6,91E-03 | 9,26E-04 |
| Retraitement | 1,92E+00 | 1,45E-02 | 1,90E-03 |
| Stockage des DFMA | 4,80E-03 | 8,52E-06 | 4,13E-07 |
| Stockage des DHA | 2,54E-02 | 6,41E-09 | 1,12E-10 |
| Transports | 6,54E-04 | 2,66E-04 | 1,21E-04 |
| Total | 2,52 | 0,10 | 0,054 |

Source : ExternE, 1995.

Si l'on compare les coûts externes totaux et leur répartition entre les différentes étapes du cycle du combustible pour divers taux d'actualisation, l'importance de la valeur adoptée pour le taux d'actualisation apparaît clairement, notamment s'il s'agit d'estimations de coûts des dommages à long terme. À un taux d'actualisation de 0 %, le coût externe total de l'électricité nucléaire avoisine 2,5 m€/kWh et l'élément de coût qui prime est le retraitement, avec 1,9 m€/kWh soit 76 % du total. Si le taux d'actualisation est de 10 %, le coût externe total se situe autour de 0,05 m€/kWh et le retraitement ne représente plus que 4 % tandis que la construction des centrales passe à 0,039 m€/kWh, soit 73 % du total.

L'éventail des coûts externes obtenus en faisant varier le taux d'actualisation de 0 à 10 % illustre bien l'une des principales difficultés que soulève la nécessité de garantir la cohérence économique de l'évaluation des externalités tout en mettant en évidence les objectifs du développement durable, c'est-à-dire la protection des générations futures. Dans le cas du cycle du combustible nucléaire français, les coûts externes varient, comme le montre le tableau 3.3, de 0,05 m€/kWh à 2,5 m€/kWh, c'est-à-dire d'un facteur 50,

lorsque le taux d'actualisation passe de 10 % (une valeur appropriée au calcul des coûts de production) à 0 %, à savoir le pourcentage considéré par certains experts comme adapté à l'évaluation des impacts à long terme dans une perspective de développement durable.

La part des impacts sur les travailleurs dans les coûts externes estimés du cycle du combustible nucléaire pose un autre problème important. À un taux d'actualisation de 3 %, le préjudice subi par les travailleurs représente plus de 75 % du total, d'après l'étude ExternE. Toutefois, si l'on part du principe que ces risques sont internalisés dans les salaires plus élevés que reçoivent ces travailleurs, cela signifie qu'ils ne doivent pas être comptabilisés avec les externalités (Pearce, 2002). Cette question des risques professionnels n'est pas propre à l'énergie nucléaire. Ces remarques valent pour les dangers auxquels sont exposés les mineurs de charbon comme les travailleurs sur les plates-formes pétrolières qui, en principe, bénéficient au moins d'une compensation partielle sous la forme de salaires plus élevés et d'une meilleure couverture par les assurances des maladies professionnelles et des accidents au travail.

Accidents nucléaires

Ne seront abordés ici que les effets radiologiques des accidents survenant dans des réacteurs ou des installations du cycle du combustible car les autres effets sanitaires et environnementaux sont très limités et leur valeur monétaire ne modifie pas de manière substantielle les estimations des coûts externes totaux. Pour calculer les conséquences économiques d'un accident nucléaire grave, il faut procéder à une série d'hypothèses, notamment choisir le scénario de référence et les probabilités correspondantes. En outre, la valeur monétaire calculée d'un accident n'intègre pas la « valorisation de l'aversion pour le risque », considérée aujourd'hui par certains experts comme un élément majeur (Eeckhoudt *et al.*, 2000).

L'étude qu'a consacrée l'AEN aux méthodes d'évaluation des conséquences économiques des accidents nucléaires (AEN, 2000d) a mis en évidence la nécessité d'affiner les méthodologies et outils d'évaluation des répercussions des accidents ainsi que la valorisation monétaire de ces impacts. S'il convient d'être conscient de leurs imperfections et limites, les estimations économiques réalisées à ce jour ont toutefois le mérite de fournir des ordres de grandeur et des fourchettes de valeurs.

Les calculs réalisés dans le cadre de l'étude ExternE appliquée à la France donnent, pour une probabilité de fusion du cœur de 10^{-5} par année réacteur et un rejet de 1 % du cœur après fusion, un coût direct de 0,0046 m€/kWh à un taux d'actualisation de 0 %. Dans l'étude ExternE, la partie de ce coût qui est

internalisée dans les assurances contre les accidents nucléaires n'a pas été évaluée. Les impacts indirects de l'accident représentent un facteur multiplicateur des coûts directs qui a été estimé à 1,25 à partir d'analyses macroéconomiques. De plus, on peut appliquer un coefficient multiplicateur avoisinant 20 pour tenir compte de l'aversion pour le risque. Dans ces conditions, le coût externe d'un accident nucléaire s'élèverait à 0,12 m€/kWh au lieu de 0,0046 m€/kWh.

En plus du coût des mesures normales de surveillance et de plans d'urgence, il existe des coûts payés par tous les pays, qu'ils aient ou non choisi la filière nucléaire, pour se préparer à un accident nucléaire grave. Ces coûts restent néanmoins faibles comparés au poids économique de l'exploitation d'une grosse centrale nucléaire.

Le coût estimé d'un accident nucléaire, compte tenu des effets indirects et d'un facteur multiplicateur traduisant l'aversion pour le risque, représente moins de 5 % du coût externe du cycle du combustible nucléaire (sans tenir compte des accidents) à un taux d'actualisation de 0 %, ou encore moins de 1 % du coût de production total de l'électricité hors externalités. Cependant, il faut reconnaître qu'un accident nucléaire grave se produisant dans un petit pays ou dans un pays doté d'un programme électronucléaire modeste, pourrait avoir un effet économique proportionnellement plus important si on l'exprime en pourcentage du coût de la production nucléaire dans ce pays.

Résultats de l'étude ExternE dans divers pays

La méthodologie ExternE a été appliquée dans le cadre d'études nationales, et les résultats publiés en 1999 (CE, 1999) se sont enrichis des estimations des coûts externes du cycle du combustible nucléaire en Allemagne, en Belgique, aux Pays-Bas et au Royaume-Uni, par rapport à l'édition de 1995 présentant les données établies pour la France. Ces résultats, résumés sur le tableau 3.4 pour un taux d'actualisation de 0 %, illustrent la variabilité des valeurs obtenues en fonction des différences de technologie, de situation géographique et de contexte économique dans les différents pays. Quoiqu'il en soit, les estimations des coûts externes restent du même ordre de grandeur, variant au maximum d'un facteur 3.

Tableau 3.4 Coûts externes du cycle du combustible nucléaire dans différents pays

| Pays | Coût externe (m€/kWh) |
|-------------|-----------------------|
| Allemagne | 4,4-7,0 |
| Belgique | 4,0-4,7 |
| France | 2,5 |
| Pays-Bas | 7,4 |
| Royaume-Uni | 2,4-2,7 |

Source : ExternE, 1999.

Résultats d'autres études

La comparaison entre les résultats de l'étude ExternE et ceux d'autres études présente quelques difficultés liées aux différences entre les méthodologies, et les champs de dommages pris en compte, et aux limites des systèmes énergétiques considérés. L'intervalle de variation des résultats qui figurent sur le tableau 3 peut être attribuée à plusieurs facteurs tels que : le nombre d'étapes du cycle du combustible prises en compte dans l'évaluation, la méthodologie de valorisation des impacts sanitaires, le taux d'actualisation appliqué et la méthodologie et les hypothèses employées pour l'évaluation du coût d'un accident nucléaire grave. Les valeurs relativement faibles obtenues par l'ORNL, Pearce *et al.*, et Friedrich et Voss, par rapport aux résultats de l'étude ExternE, s'expliquent essentiellement par une définition plus restrictive des limites du système. En outre, dans le cas de Friedrich et Voss, les faibles valeurs sont en partie dues au fait que l'analyse se limite au fonctionnement normal (le coût d'un accident grave n'est pas inclus).

Tableau 3.5 Coûts externes du cycle du combustible nucléaire d'après différentes études

| Étude | Coût externe (m€/kWh) |
|-----------------------------|-----------------------|
| ORNL (1993) | 0,2-0,3 |
| Pearce <i>et al.</i> (1992) | 0,8-1,8 |
| Friedrich et Voss (1993) | 0,1-0,7 |
| PACE (1990) | 29,1 |

La très forte estimation des coûts externes dans l'étude PACE (Pace, 1990) peut s'expliquer par plusieurs facteurs (AEN, 1992). Premièrement, les externalités comptabilisées incluent un chiffre de cinq millièmes de dollars par kWh pour le démantèlement des centrales nucléaires, alors que les coûts de

démantèlement sont habituellement compris dans les coûts directs de la production (voir par exemple, Agence internationale de l'énergie et Agence pour l'énergie nucléaire, 1998). Deuxièmement, l'estimation du coût externe des accidents nucléaires que l'on trouve dans l'étude PACE se fonde sur une fréquence de relâchement massif du cœur dans l'environnement, du type du rejet intervenu pendant l'accident de Tchernobyl, qui est égale à un sur 3 300 ans, soit une valeur beaucoup plus élevée que le niveau jugé approprié par les experts pour les centrales des pays de l'OCDE.

Par conséquent, la seule composante des coûts externes que l'on puisse retenir est celle qui correspond au fonctionnement normal. La valeur de départ adoptée dans l'étude PACE, à savoir de 1 millième de dollar par kWh, correspond pour une bonne part aux effets sur la santé des travailleurs, notamment à la mortalité professionnelle tardive (0,7 millième de dollar par kWh). Pour obtenir ce coût, les auteurs ont adopté la valeur supérieure d'un éventail de décès tardifs imputables à l'exploitation de l'énergie nucléaire, c'est-à-dire de 0,15 à 1,95 par GW.an, à comparer au chiffre de 0,25 à 0,9 par GW.an obtenu par l'étude de l'AEN pour l'intégralité du cycle du combustible nucléaire (Agence pour l'énergie nucléaire, 1998), à partir des conclusions du Symposium d'Helsinki de 1991².

Quoi qu'il en soit, les études PACE et de l'AEN parviennent toutes deux à la conclusion que les coûts externes de l'exploitation normale des centrales nucléaires atteignent au maximum quelques pourcents des coûts totaux de la production nucléaire et se situant bien en deçà des coûts externes de la combustion du charbon et du pétrole, même si on néglige les conséquences des gaz à effet de serre produits par cette combustion.

Énergie nucléaire et autres moyens de production d'électricité

Les tableaux 3.1 et 3.4 montrent que les estimations des coûts de production de l'électricité nucléaire, qu'il s'agisse des coûts internalisés ou des externalités, varient suivant les pays. On observe les mêmes variations s'il s'agit de comparer différentes technologies. Le tableau 3.6 présente les coûts externes obtenus pour différentes technologies par l'étude ExternE (CE, 1999) avec, pour les besoins de la comparaison, les coûts directs donnés par le Livre vert de la Commission européenne et qui correspondent à une moyenne pour les pays de l'Union européenne (CE, 2000).

2. Voir Agence internationale de l'énergie atomique, 1991.

Malgré la forte amplitude des variations des coûts directs et des coûts externes, la comparaison pour chaque technologie autorise quelques conclusions générales. S'agissant du thermique à flamme et de la biomasse, les coûts externes peuvent être du même ordre de grandeur que les coûts directs. En revanche, pour ce qui est de l'électricité nucléaire, de l'énergie solaire photovoltaïque et de l'énergie éolienne, les coûts externes sont inférieurs d'au moins un ordre de grandeur aux coûts directs.

Une étude de la production d'électricité en Allemagne (Voss, 2002) illustre le type de conclusion que peut livrer l'analyse des coûts externes. Si l'on ajoute les estimations des coûts externes tirées de cette étude aux coûts directs, l'énergie nucléaire, déjà presque concurrentielle par rapport au charbon et moins chère que le gaz naturel, devient l'option meilleur marché pour la production d'électricité en base en Allemagne. Néanmoins, l'étude souligne que les importantes incertitudes qui pèsent sur les données et sur le choix du taux d'actualisation limitent les possibilités d'utiliser les coûts externes pour la définition des politiques nationales, même si les résultats d'études approfondies peuvent aider les décideurs.

Tableau 3.6 Coûts externes et coûts directs de la production d'électricité dans l'Union européenne (m€/kWh)

| Coûts externes | Charbon et lignite | Pétrole | Gaz | Nucléaire | Biomasse | Solaire photovoltaïque | Énergie éolienne |
|----------------------|--------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|------------------------|------------------|
| Allemagne | 30-55 | 51-78 | 12-23 | 4,4-7 | 28-29 | 1,4-3,3 | 0,5-0,6 |
| Autriche | | | 11-26 | | 24-25 | | |
| Belgique | 37-150 | | 11-22 | 4-4,7 | | | |
| Danemark | 35-65 | | 15-30 | | 12-14 | | 0,9-1,6 |
| Espagne | 48-77 | | 11-22 | | 29-52 | | 1,8-1,9 |
| Finlande | 20-44 | | | | 8-11 | | |
| France | 69-99 | 84-109 | 24-35 | 2,5 | 6-7 | | |
| Grèce | 46-84 | 26-48 | 7-13 | | 1-8 | | 2,4-2,6 |
| Irlande | 59-84 | | | | | | |
| Italie | | 34-56 | 15-27 | | | | |
| Norvège | | | 8-19 | | 2,4 | | 0,5-2,5 |
| Pays-Bas | 28-42 | | 5-19 | 7,4 | 4-5 | | |
| Portugal | 42-67 | | 8-21 | | 14-18 | | |
| Royaume-Uni | 42-67 | 29-47 | 11-22 | 2,4-2,7 | 5,3-5,7 | | 1,3-1,5 |
| Suède | 18-42 | | | | 2,7-3 | | |
| Coûts directs | 32-50 | 49-52 | 26-35 | 34-59 | 34-43 | 512-853 | 67-72 |

Autres externalités de la production d'électricité nucléaire

Si l'on exclut les impacts sanitaires et environnementaux non internalisés, les externalités de la production nucléaire recouvrent des coûts, ou externalités négatives, et des avantages, ou externalités positives. Les principaux éléments, du côté des externalités négatives, sont l'aide publique à la recherche, au développement et au déploiement de l'énergie nucléaire, ainsi que la contribution de l'État au régime de responsabilité civile. Du côté des externalités positives (voir annexe 2), ce sont la sécurité d'approvisionnement et la diversité des sources d'énergie, les effets macroéconomiques – dont les retombées de la R-D, la contribution à la balance des paiements et à la stabilité des prix, et la protection de l'environnement.

Pour la plupart des éléments énumérés ci-dessus, la difficulté de les quantifier, puis d'en calculer la valeur monétaire de manière objective et incontestable, pose un problème majeur. Cependant, d'après les analyses qualitatives qui ont été réalisées à partir du début des années 1990 (AEN, 1992), on a de bonnes raisons de penser que les externalités du nucléaire, hors impacts sanitaires et environnementaux non internalisés, méritent certes d'être signalées, mais n'auraient pas d'effet significatif sur les coûts de la production électronucléaire si elles étaient internalisées. En outre, l'internalisation des ces « autres coûts externes » (autres que les impacts sanitaires et environnementaux) ne devraient pas modifier la compétitivité relative des différents moyens de production.

Références

Agence internationale de l'énergie atomique, *Electricity and the Environment*, Proc. Int. Symp. (Helsinki, 13-17 mai 1991), IAEA Proceedings Series, STI/PUB/877, Vienne, Autriche, 1991.

Agence internationale de l'énergie et Agence pour l'énergie nucléaire, *Prévisions des coûts de production de l'électricité – Mise à jour 1998*, OCDE, Paris, France, 1998.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Le cycle du combustible nucléaire – Aspects économiques, environnementaux et sociaux*, OCDE, Paris, France, 2002.

Agence pour l'énergie nucléaire, *L'énergie nucléaire dans une perspective de développement durable*, OCDE, Paris, France, 2000a.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Réduction des coûts en capital des centrales nucléaires*, OCDE, Paris, France, 2000b.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Les incidences radiologiques des options de gestion du combustible nucléaire usé – Une étude comparative*, OCDE, Paris, France, 2000c.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Méthodes d'évaluation des conséquences économiques des accidents nucléaires*, OCDE, Paris, France, 2000d.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Les charges financières futures liées aux activités nucléaires*, OCDE, Paris, France, 1996.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Les méthodes de projection des coûts d'exploitation et d'entretien des centrales nucléaires*, OCDE, Paris, France, 1995.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Incidences économiques générales de l'énergie nucléaire*, OCDE, Paris, France, 1992.

Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) *Sources et effets des rayonnements ionisants*, Rapport 1993 de l'UNSCEAR, Nations Unies, New York, États-Unis, 1993.

Commission européenne, *Livre vert : Vers une stratégie européenne de sécurité d'approvisionnement énergétique*, COM(2000)769, Bruxelles, Belgique, 2000.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 10, National Implementation, CE, Bruxelles, Belgique, 1999.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 5, Nuclear, CE, Bruxelles, Belgique, 1995.

Commission internationale de protection radiologique, *Recommandations 1990 de la Commission internationale de protection radiologique*, Publication 60 de la CIR, Annals 21, Nos. 1–3, Pergamon Press, Londres, Royaume-Uni, 1991.

Dreicer M., V. Tort et H. Margerie, *The External Costs of the Nuclear Fuel Cycle: Implementation in France*, CEPN-R-238, août 1995.

Eeckhoudt, L. et al., *Risk Aversion and the External Cost of a Nuclear Accident*, Journal of Environmental Management, 58, 2000, pp. 109-117.

Friedrich, R. et A. Voss, *External Costs of Electricity Generation*, Energy Policy, Vol. 21, No. 2, Butterworth-Heinemann Ltd, février 1993, pp.114.

Oak Ridge National Laboratory, *Damages and Benefits of the Nuclear Fuel Cycle: Estimation Methods, Impacts and Values*, ORNL and Resources for the Future, Oak Ridge, États-Unis, 1993.

PACE University, *Environmental Costs of Electricity*, Pace University for Environmental Legal Studies, New York, États-Unis, 1990.

Pearce, D., “Energy Policy and Externalities: An Overview”, in *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Approach*, Actes de l’atelier, 15-16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

Pearce, D. *et al.*, *The Social Cost of Fuel Cycles*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), HMSO, Londres, Royaume-Uni, 1992.

Schieber, C. et T. Schneider, “The External Cost of the Nuclear Fuel Cycle”, in *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Approach*, Actes de l’atelier, 15-16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

Voss, A., LCA and External Costs in Comparative Assessment of Electricity Chains. Decision Support for Sustainable Electricity Provision?, in *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Approach*, Actes de l’atelier, 15-16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

4. INTERNALISATION DES EXTERNALITÉS ET POLITIQUES ÉNERGÉTIQUES

L'internalisation des externalités soulève des problèmes généraux que viennent compliquer, dans le cas de l'électricité nucléaire, les caractéristiques particulières des coûts et avantages externes de l'énergie nucléaire.

L'internalisation des coûts externes a pour objectif « la vérité des prix » c'est-à-dire l'envoi aux acteurs économiques, notamment aux consommateurs, de signaux favorisant des choix optimaux. Plus les incertitudes sur les coûts externes sont importantes, plus les chances d'atteindre un optimum social, environnemental et économique par l'internalisation des externalités s'amenuisent. C'est pourquoi il importe d'améliorer l'évaluation des coûts externes.

Les connaissances que nous avons aujourd'hui des externalités, y compris les résultats qualitatifs et quantitatifs de modélisations et d'études analytiques constituent d'ores et déjà une aide utile pour la définition des politiques énergétiques. En d'autres termes, la décision peut s'appuyer dans une certaine mesure sur les études actuelles et passées, malgré les incertitudes et imperfections de la méthodologie (Viridis, 2002).

Les aspects analysés ci-dessous concernent, pour la plupart, toutes les sources d'énergie, voire des biens et produits, mais l'analyse sera centrée sur les problèmes particuliers que pose l'internalisation des externalités de la production électronucléaire.

Évaluation des impacts sanitaires globaux à long terme de la radioactivité

Bien qu'étant un élément primordial de l'évaluation du cycle du combustible nucléaire, la radioactivité n'est nullement le propre de l'énergie nucléaire ; les centrales au charbon, par exemple, en rejettent également dans l'environnement. Pour être exhaustive, l'évaluation des impacts du cycle du combustible nucléaire exige que l'on calcule les effets à long terme des rayonnements en raison de la très longue durée de vie de certains radionucléides rejetés et/ou de leur migration rapide dans l'environnement. Les principaux

radionucléides problématiques à cet égard sont le ^3H , le ^{14}C , l' ^{129}I et le ^{85}Kr . Leurs impacts ont été estimés dans le cadre du projet ExternE à l'aide de modèles et d'hypothèses (migration dans l'environnement, calcul de doses, relation dose-réponse, population constante, etc.) qui ont fait l'objet d'un consensus entre éminents spécialistes internationaux mais que contestent encore certains scientifiques et analystes.

Par exemple, dans l'étude ExternE, on a estimé les expositions au rayonnement à long terme dans l'hypothèse où les conditions actuelles se maintiendraient pendant 100 000 ans pour ce qui concerne : le niveau naturel de rayonnement, la radioactivité du corps humain, la fonction dose-réponse chez l'homme, et la proportion de cancers mortels. Il n'y a pas de doute que, les millénaires passant, la taille et le mode de vie des populations évolueront de même que l'efficacité des soins médicaux dispensés. Les hypothèses adoptées sont jugées prudentes – bien qu'il soit impossible de le démontrer de manière définitive étant donné les progrès constants des connaissances et des compétences – mais elles produisent néanmoins des incertitudes et des biais dans les résultats.

L'approche de la dose collective dans l'étude ExternE intègre les doses individuelles moyennes sur l'ensemble de la population considérée. Bien que jugée pertinente, cette méthode possède des inconvénients connus. La multiplication de doses individuelles extrêmement faibles par le nombre d'individus constituant une population considérable produit des doses collectives importantes et occulte la très faible valeur du risque individuel. En outre, l'intérêt des estimations des impacts à très long terme souffre de l'augmentation des incertitudes avec le temps. Cette démarche néanmoins permet de rendre compte des impacts sur les populations dans l'espace et dans le temps tout en apportant des données sur les expositions individuelles à très long terme.

Le calcul des impacts mondiaux à long terme soulève divers problèmes théoriques liés à la validité d'une évaluation quantitative de futurs risques éventuels mais également à l'éthique adoptée à l'égard des générations futures. D'un point de vue pratique, cependant, l'attitude responsable consiste à prendre au sérieux les informations sur les conséquences éventuelles de nos actes actuels et à appliquer le principe de précaution, quand bien même ces informations seraient incertaines et imparfaites en raison des limites propres aux méthodes disponibles aujourd'hui pour évaluer des conséquences dans un avenir lointain.

Bien que les critiques de cette démarche soient valables, toute évaluation des impacts du cycle du combustible nucléaire qui se veut fiable exige de

prendre en compte, dans la mesure du possible, les effets des radionucléides rejetés dans l'environnement tant que leur activité reste supérieure au bruit de fond. De ce fait, l'évaluation doit couvrir la période durant laquelle les radionucléides restent une source d'exposition ainsi que le territoire géographique sur lequel ils sont dispersés. Les concepts de dose individuelle et de dose collective permettent de déterminer l'ordre de grandeur des impacts à long terme et à l'échelle mondiale et de juger si ces impacts sont susceptibles à l'avenir de poser des problèmes en termes de risque individuel ou de santé publique.

Valorisation monétaire

Les principales difficultés de la valorisation monétaire des impacts des systèmes énergétiques concernent l'estimation de la valeur des effets sanitaires, dont la valeur statistique de la vie humaine, et le choix du taux d'actualisation. Il s'agit de questions hautement controversées, et les spécialistes ne sont pas parvenus à ce jour à s'entendre sur la démarche appropriée. Or, il se trouve qu'elles sont toutes deux primordiales pour l'évaluation des coûts externes de l'électricité nucléaire puisqu'une forte proportion des impacts estimés du cycle du combustible nucléaire concerne la santé humaine et intervient à long terme (par exemple, les effets cancérogènes des rayonnements). On soulignera néanmoins qu'elles se posent de la même manière pour les impacts du changement climatique de la planète et, par voie de conséquence, les estimations des coûts externes des installations thermiques à flamme.

Bien que les économistes soient parvenus à des estimations relativement exactes des taux d'actualisation sociale au niveau national portant sur des périodes de quelques dizaines d'années, il est moins facile de déterminer les taux d'actualisation applicables à la planète toute entière et à des effets à très long terme (Pearce, 2002). L'actualisation, qui permet de relier le présent à l'avenir, est une opération venant des mathématiques financières et de la théorie de l'intérêt, qui est généralement employée pour évaluer la rentabilité des investissements. La décision d'investir est en effet prise en comparant les bénéfices nets tirés de l'investissement avec ceux d'un montant équivalent placé sur les marchés financiers. Toutefois, les marchés financiers ne fournissent pas d'informations au-delà de 40 ans (ce qui correspond approximativement à l'échéance des bons du Trésor américain). Par conséquent, le taux d'actualisation s'applique normalement aux décisions à court et à moyen terme (pas au-delà de quelques dizaines d'années).

Pour les décisions à long terme, l'actualisation passe donc par des adaptations. La variabilité des estimations obtenues pour le cycle du combustible nucléaire français dans l'étude ExternE illustre bien l'effet du taux

d'actualisation choisi sur les coûts externes de l'énergie nucléaire (voir tableau 3.3). En effet, la valeur actualisée des dommages se produisant après une période de cent ans est pour ainsi dire nulle si l'on applique un taux d'actualisation supérieur à 0 %. Des études économiques récentes démontrent que le taux d'actualisation à long terme devrait très vraisemblablement diminuer avec le temps (Pearce, 2002). Toutefois, il n'existe pas aujourd'hui de consensus sur le taux d'actualisation à appliquer à très long terme, et cela conduit à mettre en cause la validité des estimations des coûts externes. En outre, la démarche qui consisterait à appliquer divers taux d'actualisation, dont 0 %, à divers éléments de coûts pour finalement les combiner, une étape essentielle pour évaluer le coût total des impacts à court et long terme, n'a pas de fondement théorique économique.

Pour ce qui est des effets sanitaires et de leur valorisation, il faut poursuivre les recherches sur l'épidémiologie et l'évaluation économique des risques si l'on veut obtenir des estimations plus fiables des coûts externes (Pearce, 2002). Ainsi, on manque de statistiques sur la relation entre le consentement à payer pour une longévité accrue et l'âge, alors qu'il paraît logique de supposer qu'il existe une corrélation entre l'âge de la personne concernée et la valeur économique des jours de vie perdus. La méthode de calcul de la « valeur de la vie humaine » ou celle de la « valeur des années de vie perdues » utilisée dans les dernières études ExternE (Rabl et Spadaro, 2002), bien que fondées sur des valeurs moyennes, fournissent des estimations raisonnables des impacts sanitaires.

Les autres problèmes que pose la valorisation monétaire des impacts du cycle du combustible nucléaire recouvrent notamment le fait, contestable, d'utiliser la même méthodologie pour calculer la valeur monétaire de risques très faibles et incertains pour une forte population et celle de risques individuels assez importants et plus probables pour une population restreinte, que l'on additionne ensuite afin d'obtenir une valeur unique des coûts externes.

Risque et perception du risque

L'acceptabilité sociale du risque et la valeur monétaire calculée de ses conséquences (voir chapitre 3) ne concordent pas. Il existe une abondante littérature sur la perception du risque et la façon dont elle s'applique aux risques et accidents associés à l'énergie nucléaire (AEN, 2002). Cependant, le choix d'un coefficient de perception du risque est encore largement subjectif. On a du mal à trouver une méthode qui puisse intégrer la perception sociale du risque dans le temps et l'espace, et réponde à la nécessité d'effectuer des évaluations

comparées de diverses options et des différents types de risques qu'elles comportent.

Avec les différentes possibilités concernant les émissions de ^{14}C , le cycle du combustible nucléaire lui-même nous fournit une illustration de la nécessité de comparer différents types de risques. Si l'on rejette aujourd'hui le ^{14}C , il se dilue et génère des risques individuels immédiats et faibles, ce qui, en contrepartie, rend inutile un stockage ultérieur et en élimine les effets éventuels. En revanche, piéger le ^{14}C afin de le stocker peut entraîner une augmentation des risques professionnels (pour les travailleurs qui procèdent au piégeage) et suppose que l'on aménage des dépôts de déchets susceptibles de présenter des risques pour les populations voisines dans un avenir lointain (en cas de fuite des dépôts).

Enfin, une évaluation des coûts externes qui se veut juste doit s'appuyer sur le consentement à payer des parties concernées pour éviter les dommages et les impacts. La perception du risque joue, dans ce contexte, un rôle déterminant. Dans le cas de l'énergie nucléaire, les conséquences inconnues, potentiellement catastrophiques, d'un accident sont des éléments majeurs de la perception de risque et peuvent se répercuter sur la valeur des coûts externes (AEN, 2002). Toutefois, d'autres sources d'énergie, telles que le gaz, l'énergie hydraulique et, dans une moindre mesure, le charbon et le pétrole présentent également un risque de catastrophe.

Bien qu'il soit généralement admis que le public est plus sensible à un accident provoquant une hécatombe qu'à une multitude d'accidents faisant le même nombre de morts au total, on n'en trouve pas de véritable confirmation dans les études sur l'aversion pour le risque (Ball et Floyd, 1998). En fait, rares sont les travaux empiriques entrepris pour vérifier si la population éprouve une réelle aversion pour les catastrophes ; il est nécessaire d'en entreprendre pour valider les fonctions d'aversion pour le risque utilisées dans des études telles qu'ExternE.

Il est à noter que, si l'on se place dans l'optique de la définition d'une politique, l'emploi d'un facteur d'aversion pour le risque dans les évaluations des coûts externes n'a pas véritablement un impact significatif sur le résultat en termes relatifs (coûts externes contre coûts internalisés). De plus, appliquer un facteur hypothétique représentant l'aversion pour des risques catastrophiques est un moyen d'obtenir une estimation prudente, conforme au principe de précaution.

Incertitudes sur les hypothèses et les évaluations

L'incertitude sur les estimations des coûts externes provient des incertitudes que comportent les données d'entrée, des inconnues qui subsistent quant à certaines voies d'impact et des simplifications introduites dans les modèles utilisés. La combinaison de ces incertitudes à chaque étape du calcul nuit forcément à la fiabilité globale des résultats finals.

En général, en ce qui concerne le cycle du combustible nucléaire, chaque étape de l'évaluation des impacts, dans les conditions normales de fonctionnement, donne des résultats dont on peut penser qu'ils comportent une incertitude largement inférieure à un ordre de grandeur, même si l'on adopte des hypothèses et des coefficients de transfert génériques ou moyens. Toutefois, les résultats d'évaluations mondiales des impacts du ^{14}C , de ^3H , de ^{129}I et du ^{85}Kr sont moins fiables, étant donné les modèles généraux qui ont été utilisés et les hypothèses nécessaires pour simuler la propagation de doses très faibles dans une population immense sur de très longues périodes. L'incertitude que comportent ces estimations est vraisemblablement supérieure à un ordre de grandeur, sauf dans le cas du ^{14}C (parce que l'on connaît assez bien le cycle du carbone sur la planète). Les estimations des doses correspondant aux étapes de stockage des déchets sont également considérées comme plus incertaines vu la période modélisée lorsque l'on veut obtenir un impact à l'échelle de la planète.

Les fourchettes de valeurs présentées se fondent d'ordinaire sur des jugements d'experts qui tiennent compte des incertitudes sur les données d'entrée, de la sensibilité des résultats du modèle aux hypothèses et de règles empiriques concernant les effets combinés des incertitudes dues à la modélisation et des incertitudes sur les données d'entrée. En règle générale, on peut dire que plus la période se prolonge et/ou plus la région considérée est étendue, plus l'incertitude sur le modèle et les données d'entrée est forte. Ceci est particulièrement important pour les systèmes énergétiques, car leurs impacts mondiaux à long terme, tels que le changement climatique, et les dommages provoqués par les faibles doses émises par les déchets radioactifs à vie longue dans d'importantes populations et sur une période prolongée, constituent la majeure partie des coûts externes estimés.

Il est tout aussi difficile de faire des hypothèses pertinentes concernant les répercussions à long terme et/ou à l'échelle planétaire dans le cas de l'énergie nucléaire que dans celui des combustibles fossiles. D'après les résultats de l'étude ExternE et d'autres études également, à un taux d'actualisation de 0 %, les impacts mondiaux représentent la part la plus importante des coûts externes de l'électricité nucléaire et le réchauffement climatique près de la moitié des coûts externes de la production des centrales thermiques à flamme. Bien sûr, si

l'on circonscrit le système à l'environnement local, si on évalue les impacts sur un siècle seulement, ou si l'on applique dans les évaluations à long terme un taux d'actualisation supérieur à zéro, les résultats, comme la politique qui sera finalement choisie pour internaliser les externalités, peuvent se révéler très différents.

Cohérence du cadre économique global

Les méthodologies utilisées pour évaluer les coûts externes de l'énergie consistent à dresser un inventaire des répercussions des systèmes énergétiques sur la santé, l'environnement et la société, puis à en calculer la valeur monétaire. À ce stade, il s'agit de s'assurer que seuls sont intégrés aux coûts externes les coûts des impacts qui ne sont pas pris en charge par les producteurs, et donc qui ne sont pas payés par les consommateurs.

Les maladies professionnelles et accidents du travail sont des exemples d'impacts qui, dans la plupart des secteurs industriels des pays de l'OCDE, sont internalisés dans les salaires et les charges sociales. D'ordinaire, les travailleurs employés à des métiers à risques, les mineurs par exemple, touchent un salaire plus élevé qui tient compte du risque couru. Autrement dit, les coûts découlant des risques professionnels sont internalisés. Malgré cela, la plupart des études sur les coûts externes intègrent les risques courus par les travailleurs dans leurs analyses ainsi que dans les coûts résultants (CE, 1995), ce qui peut conduire à un « double comptage » des coûts.

Parmi les autres impacts et dommages qu'il est facile de compter deux fois, c'est-à-dire ceux qui sont déjà internalisés mais néanmoins comptabilisés dans les coûts externes, on peut citer les accidents survenant pendant le transport, les accidents nucléaires graves et les effets environnementaux pour lesquels des taxes sont prélevées. Les dommages provoqués par les accidents, dont les accidents nucléaires graves, sont en grande partie couverts par les assurances, la prime étant payée par le producteur, et répercutée sur la facture du consommateur. C'est pourquoi, l'externalité résultante est bien inférieure à celle qui est estimée à partir du coût du dommage. De la même manière, si la réglementation prévoit la taxation des émissions d'un polluant, le producteur assume déjà au moins une partie du coût du dommage en payant cette taxe, taxe qui se retrouve dans le prix payé par le consommateur.

Références

Agence pour l'énergie nucléaire, *Société et énergie nucléaire : Vers une meilleure compréhension*, OCDE, Paris, France, 2002.

Ball, D.J. et P.J. Floyd, *Societal Risks*, London: Health & Safety Executive, Londres, Royaume-Uni, 1998.

Commission européenne DGXII, *ExternE: Externalities of Energy, Vol. 1 to 6*, CE, Bruxelles, Belgique, 1995.

Pearce, D., “Energy Policy and Externalities: An Overview”, in *Externalities and Energy Policy : The Life Cycle Approach* ; actes de l’atelier AEN/AIE organisé les 15 et 16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

Rabl, A. et J.V. Spadaro, “The ExternE Project: Methodology, Objectives and Limitations”, in *Externalities and Energy Policy : The Life Cycle Approach* ; actes de l’atelier AEN/AIE organisé les 15 et 16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

Viridis, M.R., “Energy Policy and Externalities: The Life Cycle Analysis Approach”, in *Externalities and Energy Policy : The Life Cycle Approach* ; actes de l’atelier AEN/AIE organisé les 15 et 16 novembre 2001, OCDE, Paris, France, 2002.

5. RÉSUMÉ DES PRINCIPALES OBSERVATIONS

Les aspects de l'énergie nucléaire auxquels on associe souvent des coûts externes comprennent le stockage des déchets radioactifs, les charges financières liées au démantèlement et à la déconstruction des installations nucléaires, les impacts sanitaires et environnementaux des rejets radioactifs dans les conditions normales d'exploitation et les effets des accidents graves. Les informations présentées dans ce rapport montrent qu'en fait les coûts correspondants à ces éléments sont déjà internalisés dans ceux de l'électricité nucléaire.

L'industrie nucléaire est soumise à une réglementation qui impose des limites strictes aux émissions atmosphériques et effluents liquides rejetés par les installations et qui exige le confinement des déchets radioactifs solides de façon à les isoler de la biosphère tant qu'ils seront dangereux pour la santé publique et l'environnement. C'est pourquoi les coûts en capital et les coûts d'exploitation des centrales nucléaires et des installations du cycle du combustible internalisent déjà une forte proportion des coûts externes potentiels énumérés ci-dessus en les répercutant sur la facture du consommateur d'électricité nucléaire. Pour ce qui concerne les effets des accidents nucléaires graves, un régime juridique spécial, le régime de responsabilité civile, a été institué afin d'assurer la couverture de tout dommage éventuel. Le coût de cette assurance représente également une internalisation d'externalités potentielles.

Quant aux coûts futurs du démantèlement des installations nucléaires, ils sont déjà internalisés, car facturés au consommateur pendant la durée d'exploitation des installations. S'agissant des centrales nucléaires, on estime que les coûts de démantèlement représentent de 10 à 15 % des coûts en capital, hors intérêts intercalaires, des installations. Comme les activités, et donc les dépenses, de démantèlement n'interviennent qu'après l'arrêt de production de la centrale, les fonds nécessaires à cette opération sont provisionnés pendant que l'installation est en service, conformément au « principe pollueur-payeur ». Les pays de l'OCDE ont mis en place divers dispositifs et mécanismes pour s'assurer d'avoir précisément comptabilisé les coûts de démantèlement et d'avoir provisionné et mis de côté les fonds nécessaires afin de pouvoir en disposer le moment venu.

Tant que les dépôts de stockage ne sont pas en service, les coûts du stockage des déchets de haute activité représentent également des charges financières futures et sont traités de la même manière que les coûts du démantèlement. Dans un premier temps, les exploitants estiment ces coûts que des organismes publics compétents vérifient/auditent ensuite. Puis, ils provisionnent les fonds nécessaires par le biais d'une majoration du coût par unité produite de façon à couvrir les dépenses correspondantes le moment voulu, internalisant par là même cette externalité potentielle.

Comme le montre le rapport, les estimations des coûts de production de l'électricité nucléaire, qu'il s'agisse de coûts internalisés ou d'externalités, varient d'un pays à l'autre, mais ce n'est pas le propre du nucléaire puisqu'on retrouve les mêmes variations pour d'autres technologies. Néanmoins, une comparaison globale des coûts directs de chaque technologie par rapport à ses coûts externes autorise quelques conclusions générales. Pour les combustibles fossiles et la biomasse, les coûts externes pourraient être du même ordre de grandeur que les coûts directs. En revanche, dans le cas de l'électricité nucléaire, de l'énergie solaire photovoltaïque et de l'énergie éolienne, les coûts externes sont d'au moins un ordre de grandeur inférieur aux coûts directs.

Les externalités de l'énergie ne se limitent pas, bien sûr, aux effets sur l'environnement et la santé. Ils peuvent aussi découler de facteurs macro-économiques, politiques ou stratégiques non pris en compte dans les prix du marché, comme la sûreté d'approvisionnement, la stabilité des coûts et les incidences économiques globales sur l'emploi et la balance des paiements. Certaines études ont procédé à une analyse quantitative de ces externalités sans, en général, les quantifier. Les résultats montrent qu'elles ne sont pas une cause majeure de distorsion des prix du marché. Néanmoins, les informations présentées à l'annexe 2 révèlent que, si ces externalités étaient internalisées, l'effet serait positif pour l'énergie nucléaire (qui présenterait un avantage en termes de coût).

Annexe 1

EXTERNALITÉS POSITIVES DE L'ÉLECTRICITÉ NUCLÉAIRE

Sécurité énergétique

Les externalités sont des coûts ou avantages associés à la production et à la consommation de biens et services, qui ne sont pas supportés par le producteur ou le consommateur. Les plus connues sont les externalités environnementales, mais le concept peut s'appliquer également à la sécurité énergétique.

Dans le cas de la sécurité énergétique, l'externalité peut se définir comme étant le coût pour l'économie globale qui découle de l'utilisation de combustibles particuliers et n'est pas payé directement par celui qui consomme le combustible en question. Tout consommateur d'énergie peut, en choisissant un combustible particulier, réduire les possibilités pour les autres de bénéficier des services énergétiques dont ils ont besoin aux prix du marché en cas de rupture de l'approvisionnement. Les autres consommateurs devront alors payer un prix plus élevé sans compensation (Agence pour l'énergie nucléaire et Agence internationale de l'énergie, 1998, annexe 9). Dans le secteur de l'électricité, il existe deux moyens évidents de réduire la probabilité d'interruption de la production électrique : diversifier les techniques de production et les combustibles utilisés et constituer des stocks de combustibles.

Diversifier permet de se prémunir contre divers types de problèmes. Cela signifie, par exemple, un moindre risque d'avoir à fermer pour réparation ou remise à niveau une forte proportion de la capacité totale de production à cause de défauts de conception fondamentaux de certaines technologies. De même, la diversité des combustibles ou des sources d'approvisionnement est un moyen d'amortir l'impact d'une rupture de la fourniture d'un combustible ou d'une source.

Au moment où se prennent les décisions d'investir dans une centrale, on recherche un compromis entre des prix bon marché projetés, mais assortis d'une forte incertitude, et des prix plus élevés mais aussi moins incertains. Se doter de

quelques moyens de production plus chers constitue dès lors une manière d'assurance contre une flambée des prix des combustibles des installations à faible coût. On a fait valoir que les taux d'actualisation plus élevés que l'on devrait observer sur des marchés de l'électricité libéralisés, plus concurrentiels, risquent de moins inciter à se prémunir contre ces risques dans la mesure où ils font baisser la valeur actuelle des futures hausses de coût de l'électricité résultant de l'augmentation des prix des combustibles fossiles (Agence pour l'énergie nucléaire et Agence internationale de l'énergie, 1998, annexe 9). Une étude réalisée pour Scottish Nuclear en 1994 (Scottish Nuclear, 1994) laissent en effet entrevoir une moindre diversité après l'ouverture à la concurrence des marchés de l'électricité. Cette étude fait valoir qu'il est cependant avantageux pour la société de se prémunir contre le risque de hausse de prix des combustibles fossiles en optant pour la diversité, notamment pour des énergies d'origine non fossile, comme le nucléaire. Selon elle, l'énergie nucléaire permet d'abaisser fortement le risque, et cela moyennant un léger surcoût.

Les ressources et réserves de combustible nucléaire (uranium) sont réparties dans de nombreux pays de différentes régions du monde, un gage de la diversité et de la sécurité de l'approvisionnement (Agence internationale de l'énergie atomique et Agence pour l'énergie nucléaire, 2002). Étant donné la forte teneur énergétique du combustible nucléaire, sa stabilité lorsqu'il est sous forme d'assemblages et son faible coût par rapport au coût total de production de l'électricité, il est à la fois possible et rentable de constituer des stocks stratégiques sur les sites des réacteurs, de façon à disposer de suffisamment de temps pour affronter d'éventuelles ruptures d'approvisionnement.

De plus, on a toujours la possibilité de s'approvisionner en combustible nucléaire par des moyens autres que l'extraction du minerai, tels le recyclage ou l'utilisation du thorium. Cette capacité de recyclage fait en effet l'originalité du combustible nucléaire par rapport aux combustibles fossiles qui, une fois brûlés, sont dispersés largement dans l'environnement sous forme de gaz ou de particules. Le combustible usé issu d'un cycle nucléaire ouvert contient de la matière fertile qui peut être convertie en plutonium fissile dans des réacteurs conçus à cet effet. On évalue à environ 30 % l'augmentation de la base de ressources que permettent le retraitement du combustible et le recyclage de la matière fissile sous forme d'oxyde mixte (MOX) dans des réacteurs ordinaires. De plus, si l'on convertit les ressources en uranium en matière fissile dans des réacteurs à neutrons rapides ou d'autres types de réacteurs avancés, il est possible de multiplier par 60, voire plus, la quantité d'énergie produite avec une quantité donnée d'uranium. Par conséquent, la décision d'adopter ce type de réacteur et de cycle du combustible ferait des dépôts de stockage du combustible usé et des autres installations d'entreposage une mine de combustible nucléaire. C'est là l'un des intérêts de conserver la possibilité de

récupérer le combustible usé, considéré alors comme une source potentielle, plutôt que comme un déchet.

Protection de l'environnement

Il est particulièrement pertinent d'évoquer la dimension environnementale du développement durable dans ce contexte car toutes les formes de production d'électricité ont un impact sur l'environnement. L'énergie nucléaire ne fait pas exception, mais elle possède certaines propriétés qui font qu'elle contribue à la protection de l'environnement. Par exemple, un réacteur de 1 000 MWe consomme approximativement 25 tonnes de combustible par an, contre 4 millions de tonnes de charbon pour une centrale au charbon de la même puissance. Ainsi, les centrales nucléaires produisent plus de 10 000 fois plus d'énergie par unité de masse de combustible que les autres technologies de production d'énergie (combustibles fossiles ou énergies renouvelables). Par ailleurs, la quantité de matière extraite, traitée, stockée et transportée pour chaque kWh d'électricité produite est nettement inférieure et les volumes de déchets sont proportionnellement plus faibles.

L'extraction du minerai d'uranium a un impact environnemental moindre que celui de l'extraction des combustibles fossiles. Tout au long de la chaîne de production électronucléaire, on ne rejette ni gaz, ni particule à l'origine de pluies acides, contribuant au smog urbain ou à l'appauvrissement de la couche d'ozone. L'énergie nucléaire ne produit pour l'essentiel pas de carbone¹ et contribue à la réduction des émissions de gaz à effet de serre à l'origine du réchauffement climatique, et à la diminution des émissions d'autres gaz ou particules, sources de pollution atmosphérique locale. En 1995, la production électronucléaire a permis d'éviter le rejet de près de 2 milliards de tonnes de dioxyde de carbone, soit la quantité qui aurait été produite s'il on avait utilisé des centrales thermiques à flamme à la place des centrales nucléaires. Entre 1973 et 1995, ce sont au total 22 milliards de tonnes de dioxyde de carbone qui n'ont pas été rejetées, grâce à l'énergie nucléaire. À long terme, une plus large utilisation de l'énergie nucléaire faciliterait la stabilisation des émissions de gaz à effet de serre à l'échelle de la planète étant donné que le nucléaire est l'une des rares technologies capables aujourd'hui de satisfaire une bonne partie de la demande d'énergie sans produire de gaz carbonique.

1. Les centrales nucléaires ne produisent pas de gaz à effet de serre, ni d'autres gaz ou particules polluants. Cependant, l'utilisation de combustibles fossiles à d'autres stades du cycle du combustible nucléaire (pour l'extraction de l'uranium, la préparation du combustible et les transports), est à l'origine de très faibles émissions, qui doivent être prises en compte dans une évaluation de la filière complète.

Ces avantages environnementaux constituent une externalité positive (un avantage) de l'énergie nucléaire, qui est rarement mise en évidence dans les analyses économiques.

Retombées des travaux de recherche-développement

Les coûts des études et recherches sont un cas particulier des coûts d'infrastructure lorsqu'ils sont financés par l'État. Certes, on a beaucoup investi aux niveaux national et international dans la R-D nucléaire, mais il faut noter que de nombreux pays s'engagent dans la R-D pour améliorer leur savoir technologique, qu'ils envisagent ou non (immédiatement ou ultérieurement) d'utiliser les technologies étudiées.

Il existe aujourd'hui un cadre de coopération internationale bien établi dans le domaine de l'énergie nucléaire, en particulier pour ce qui concerne la R-D dont la finalité est d'accroître la rentabilité globale des efforts nationaux et de faciliter le développement technologique. Les États et les industries ont tout à gagner en effet de la mise en commun de leurs moyens et de la réalisation d'études ensemble et non séparément. Plus les budgets nationaux de R-D nucléaire s'amenuisent, plus ils privilégient des stratégies coordonnées orientées vers le progrès technologique et l'amélioration de la sûreté. La R-D publique ne peut pas remplacer la R-D industrielle ; elle vient la compléter dans les secteurs qui relèvent essentiellement de l'État, tels que les sciences fondamentales, la sûreté et la protection de l'environnement, et les concepts innovants nécessitant une longue période de développement. Les transferts technologiques, l'aide et la coopération techniques avec les pays non membres sont également essentiels si l'on veut faire face à la croissance de la demande d'énergie. Les gouvernements des pays membres de l'OCDE ont là un rôle primordial à jouer : fournir à ces pays les informations et les ressources dont ils ont besoin pour résoudre des problèmes importants que pose la production électronucléaire.

Les dépenses de R-D passées sont des coûts échoués et n'ont pas de répercussions financières directes sur les futures décisions d'investir. En revanche, une bonne partie des travaux de R-D actuels devrait normalement avoir un rapport avec le développement des futurs systèmes. Les coûts de la R-D ou des études techniques financées par les compagnies d'électricité pour la réalisation d'une future centrale doivent être, et sont d'ailleurs, répercutés sur les coûts de production. Une partie des coûts de la R-D publique est facturée aux compagnies d'électricité par le biais des royalties ou des frais de délivrance des autorisations. En revanche, la R-D publique à caractère générique ne doit pas apparaître dans les coûts d'investissement.

Toutes les technologies avancées ont besoin de matériaux et d'instruments nouveaux, comme de nouvelles techniques et compétences, dont bon nombre trouveront des applications dans d'autres secteurs économiques. L'exploitation dans d'autres sphères de l'activité économique de produits et compétences mis au point dans le cadre d'un programme technique spécifique est ce que l'on appelle communément « les retombées ». Ce terme pourrait laisser penser qu'il s'agit d'un processus entièrement fortuit ou accessoire par rapport à la vocation première d'un programme de R-D. Dans le cas de l'énergie nucléaire, cependant, les transferts technologiques, à quelques exceptions près, procèdent de la prise de conscience de la nécessité et de l'intérêt d'exploiter plus largement les nouvelles possibilités. Et de fait, l'énergie nucléaire a eu des retombées qui ont contribué au progrès technologique dans bien d'autres domaines. La plupart des pays qui ont développé des programmes électro-nucléaires peuvent témoigner d'avantages économiques passés et présents dont ils n'auraient pu espérer bénéficier s'ils s'étaient tournés vers des technologies moins exigeantes. Les retombées technologiques de l'énergie nucléaire peuvent être classées en quatre catégories :

- les applications de matériaux spéciaux ;
- les applications des nouvelles techniques ;
- les applications du capital intellectuel ;
- la création d'entreprises ou d'industries entièrement nouvelles.

Les sciences et la technologie nucléaire ont favorisé des avancées substantielles dans des disciplines aussi variées que la médecine et la santé (diagnostic et traitement) ; les procédés industriels et leur pilotage (nouveaux produits, meilleurs procédés et efficacité de fabrication accrue) ; les sciences, la surveillance et le contrôle de l'environnement (détection de la pollution, surveillance des mécanismes de transport et d'absorption chez les plantes, contrôle des effluents) ; l'agronomie et l'agriculture (lutte contre les ravageurs, surveillance de l'efficacité des éléments nutritifs, techniques nucléaires destinées à stimuler le développement des végétaux) ; exploration et extraction de minéraux, etc.

Ces retombées technologiques constituent une externalité positive (un avantage) de la R-D nucléaire. Toutefois, elles ne se prêtent pas à une analyse quantitative rigoureuse, excepté s'il s'agit de remplacer directement d'anciennes techniques par un nouveau matériau ou un procédé plus efficace.

Balance des paiements

L'effet du choix d'une politique sur la balance des paiements est un argument employé fréquemment en faveur d'une option plutôt qu'une autre en vertu du principe que tout ce qui réduit les importations ou augmente les exportations est bon pour l'économie.

C'est par l'importation et l'exportation de technologies et/ou de combustibles que l'industrie nucléaire peut influencer sur la balance commerciale. Dans bien des pays, les perspectives d'exportation technologique ont été invoquées pour promouvoir son développement, et la possibilité de remplacer le charbon, le gaz ou le pétrole par des importations d'uranium à bas prix a été également un argument en faveur de son développement national. Même les pays qui sont dotés de ressources en combustibles fossiles peuvent préconiser leur remplacement par de l'uranium moins cher afin de pouvoir exporter ces combustibles plus onéreux.

En présence de déséquilibres de la balance commerciale, les pays chroniquement déficitaires auront plus de mal à emprunter et risquent de voir leur monnaie se déprécier en termes réels par rapport à celle d'économies plus équilibrées. Dans ces pays, des technologies ou produits permettant de remplacer des importations ou d'accroître les exportations pourraient être d'autant plus appréciés qu'ils offrent la possibilité de relâcher une des contraintes qui pèse sur la croissance économique nationale.

La valeur économique ainsi attribuée à ces technologies ou produits est cependant fortement dépendante de l'économie concernée et du scénario adopté. Si l'on prend l'exemple d'une technologie meilleur marché permettant de réduire la dépendance du pays vis-à-vis des importations, un rôle que joue l'énergie nucléaire dans certains pays de l'OCDE, l'économie directe que représente cette technologie sera majorée par son effet sur la balance commerciale. En revanche, s'il s'agit d'importer un combustible bon marché pour remplacer des ressources nationales chères, telles que le charbon, les faibles coûts permettront de compenser, voire plus, l'effet négatif des importations sur la balance commerciale.

Pour un pays exploitant des réacteurs à eau ordinaire qui importe son combustible nucléaire, avec les services associés, l'avantage économique peut être substantiel par rapport à la solution qui consisterait à importer du charbon, du gaz ou du pétrole. On a calculé (Agence pour l'énergie nucléaire, 1992) qu'un réacteur à eau ordinaire de 1 000 MWe fonctionnant avec un facteur de charge de 75 % permettrait d'économiser de 60 à 100 millions d'USD par an sur les coûts du charbon importé, voire plus, dans le cas du pétrole ou du gaz,

suivant l'importance des importations de services du cycle du combustible nucléaire. Soulignons cependant que ces économies ne valent que pour les pays de l'OCDE qui ne possèdent pas de ressources en combustibles fossiles.

En résumé, le développement et l'exploitation de l'énergie nucléaire peuvent avoir un effet positif sur la balance des paiements d'un pays, sachant que l'importance de cet effet dépendra de la situation nationale en termes de ressources en combustibles fossiles et des coûts relatifs de la technologie nucléaire et des autres technologies.

Stabilité des prix

L'introduction d'une nouvelle source d'énergie importante, comme l'énergie nucléaire, dans le parc énergétique mondial contribue à la stabilité des prix de trois manières différentes.

Premièrement, l'existence et l'exploitation d'une source supplémentaire atténuent la pression de la demande sur les combustibles qu'elle remplace et fait ultérieurement baisser leurs prix par rapport aux niveaux qu'ils auraient atteints en son absence. C'est là un avantage pour tous ceux qui consomment d'autres combustibles, même s'ils n'ont pas eux-mêmes opté pour cette nouvelle source. En adoptant l'énergie nucléaire, les pays industriels auront par conséquent contribué à limiter les prix, sur le marché mondial, du pétrole et du charbon, situation dont ont bénéficié les pays en développement, entre autres.

L'auteur d'une étude japonaise (Yajima, 1990) a tenté de quantifier l'effet sur les prix des combustibles fossiles de la contribution de l'énergie nucléaire à l'approvisionnement mondial. Il a, pour ce faire, étudié les répercussions sur les coûts de l'arrêt de la production nucléaire dans le monde soit immédiatement, soit sur une période de dix ans. Dans les deux cas, les projections indiquent que les prix du pétrole et du charbon retrouveraient presque leurs niveaux de 1990 en 2005, provoquant une baisse du PIB japonais de 1 % en termes réels à cette date. Sur les économies d'autres pays, l'effet de variations analogues des prix des combustibles serait fonction de la consommation nationale de combustibles importés.

Deuxièmement, dans la plupart des pays de l'OCDE, l'électronucléaire, comme les énergies renouvelables d'ailleurs, se distingue du thermique à flamme par ses faibles coûts d'exploitation, après construction (compte tenu des coûts du combustible). Les analyses économiques réalisées avant d'opter pour une technique de production tiennent compte des hausses prévues des prix réels des combustibles. Toutefois, si ces projections devaient se révéler erronées, le coût de l'électricité produite avec des combustibles fossiles s'en ressentirait

d'avantage car il est beaucoup plus sensible à la volatilité des coûts des combustibles que celui de l'énergie nucléaire (ou des énergies renouvelables).

Troisièmement, choisir d'exploiter dans une proportion significative une source d'énergie non fossile permet d'atténuer fortement les répercussions économiques des ruptures d'approvisionnement en combustibles fossiles, comme cela a été exposé dans la section consacrée à la sécurité d'approvisionnement. Être moins dépendant des combustibles fossiles importés signifie aussi être moins vulnérable, et donc moins exposé, aux fluctuations artificielles, d'origine économique ou politique, des approvisionnements en combustible fossile.

Références

Agence internationale de l'énergie atomique et Agence pour l'énergie nucléaire, *Uranium 2001 – Ressources, production et demande*, OCDE, Paris, France, 2002.

Agence internationale de l'énergie et Agence pour l'énergie nucléaire, *Prévisions des coûts de production de l'électricité – Mise à jour 1998*, annexe 9, OCDE, Paris, France, 1998.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Incidences économiques générales de l'énergie nucléaire*, OCDE, Paris, France, 1992.

Scottish Nuclear, *Diversity in UK Electricity Generation: A Portfolio Analysis of the Contribution of Nuclear*, ERM, Londres, Royaume-Uni, 1994.

Yajima, M., *Impact of Suspension of Nuclear Power Generation on the Economy and the Energy Situation, Atoms in Japan*, août 1990, 10-13, 1990.

Annexe 2¹

EXTERNALITÉS SANITAIRES ET ENVIRONNEMENTALES DE L'ÉLECTRICITÉ NUCLÉAIRE

Conditions normales d'exploitation

En exploitation normale et en présence d'un contrôle indépendant et efficace, les centrales nucléaires et les installations du cycle du combustible ont un impact relativement minime sur la santé et l'environnement. Les régimes de radioprotection fondés sur le principe du niveau ALARA parviennent efficacement à maintenir à des niveaux largement inférieurs aux limites réglementaires l'exposition aux rayonnements ionisants des travailleurs des installations nucléaires et du grand public. Lorsque l'on évalue les coûts externes, les technologies prises pour référence à chaque étape du cycle du combustible nucléaire sont supposées être les meilleures qui existent. Dans certains cas, plusieurs emplacements peuvent être pris en compte pour les différents processus, y compris une installation hypothétique pour le stockage des déchets de haute activité, comme on peut le voir sur le tableau A.2.1 pour le cycle du combustible nucléaire français.

Extraction et traitement du minerai : une grande mine située à Lodève dans l'Hérault a été choisie comme site de référence. Elle a été exploitée par la Cogéma de 1975 à 1997 et comportait une mine souterraine et une mine à ciel ouvert. Elle est représentative des techniques modernes d'extraction de l'uranium en France.

Conversion : la conversion de concentré (yellow-cake) en hexafluorure d'uranium est réalisée par la COMURHEX à Malvési près de la ville de

1. Cette annexe repose, pour l'essentiel, sur l'évaluation du cycle du combustible nucléaire en France réalisée dans le cadre du projet ExternE (CE, 1995 ; Dreicer *et al.*, 1995).

Narbonne (à 10 km de la Méditerranée) et à Pierrelatte, dans la vallée du Rhône entre les Alpes et le Massif Central.

Tableau A.2.1 Étapes prises en compte pour l'évaluation des coûts externes du cycle du combustible nucléaire en France

| Étape du cycle du combustible nucléaire en France | Site | Technologie utilisée |
|---|--|--|
| Extraction et traitement du minerai | Lodève | Mines souterraines et mines à ciel ouvert |
| Conversion | Malvési et Pierrelatte | Conversion du yellow-cake en UF ₆ |
| Enrichissement | Pierrelatte | Diffusion gazeuse |
| Fabrication du combustible | Pierrelatte | Conversion de l'UF ₆ en pastilles d'UO ₂ |
| Production d'électricité | Belleville, Flamanville, Nogent, Paluel, Saint-Alban | REP de 1 300 MWe |
| Retraitement | La Hague | Procédé PUREX |
| Stockage des déchets | Aube | Entreposage en surface |
| | Auriat | Stockage souterrain (dépôt hypothétique) |
| Transport | – | Route et chemins de fer |

Enrichissement : l'usine d'enrichissement EURODIF, qui est située sur le site de Pierrelatte fonctionne depuis 1979. Elle fournit plus d'un tiers de la consommation mondiale d'uranium enrichi.

Fabrication du combustible : il existe deux usines de fabrication de combustible, exploitées par la FBFC (Franco-Belge de Fabrication du Combustible) à Romans et à Pierrelatte dans le sud-est de la France, qui sont toutes deux représentatives. Le site de Pierrelatte a servi de référence pour le projet ExternE.

Production d'électricité : en France, plus de 75 % de l'électricité est d'origine nucléaire. Cette électricité est presque entièrement produite dans les 58 REP (réacteurs à eau sous pression) qu'exploite EDF (Électricité de France). Même si la filière REP 900 MWe représente plus de 50 % des réacteurs exploités en France, le REP de 1 300 MWe est considéré comme représentatif des technologies modernes employées aujourd'hui. L'évaluation des coûts externes dans les conditions normales d'exploitation a été calculée d'après la moyenne obtenue pour cinq réacteurs de 1 300 MWe (Belleville, Flamanville, Nogent, Paluel et Saint-Alban). Ces cinq sites sont situés dans différentes

régions françaises et sont jugés représentatifs des divers types de sites actuellement utilisés dans ce pays. Chaque réacteur produit en moyenne 7 TWh par an. Pour l'étape de la production d'électricité, l'évaluation inclut la construction et le démantèlement du REP, en plus de son exploitation normale. Les résultats correspondant à ces phases de la vie d'un REP de 1 300 MWe sont normalisés sur une moyenne de 30 ans de production.

Démantèlement : la dose correspondant à l'étape du démantèlement a été calculée d'après une étude américaine publiée par NUREG en 1978, car la France n'a pas d'expérience concrète du démantèlement d'un grand REP. Les doses au public associées au démantèlement d'un REP sont estimées à $1,45 \times 10^{-4}$ homme.Sv/TWh dans le cas d'un démantèlement réalisé après une période d'attente de 50 ans. Les effets sanitaires estimés résultant des doses collectives ainsi reçues par le public s'élèvent à $7,25 \times 10^{-6}$ cancer mortel/TWh, $1,74 \times 10^{-6}$ cancer non mortel/TWh, et $1,45 \times 10^{-6}$ effet héréditaire graves/TWh.

Les impacts non radiologiques, sur le public, du démantèlement des centrales nucléaires sont essentiellement dus au transport des déchets issus de cette opération. En première approximation, ces impacts du transport de matériaux hors du site sont supposés identiques à ceux du transport pendant la phase de construction du REP. Ainsi, les effets prévus sur le public du démantèlement sont évalués à $8,5 \times 10^{-5}$ mort/TWh et $5,4 \times 10^{-4}$ blessé/TWh dans des accidents de la route normaux.

S'agissant des travailleurs, l'exposition externe est considérée comme le principal chemin d'impact. Les doses professionnelles sont calculées d'après des analyses du nombre d'heures nécessaires pour chaque tâche ainsi que les débits de dose associés. La radioexposition professionnelle est essentiellement due à la contamination par le ^{60}Co des systèmes de tuyauteries, des réservoirs et des piscines. La durée passée dans la zone irradiée détermine directement l'exposition externe des travailleurs. On estime que les doses collectives annuelles reçues par les travailleurs lors des opérations de démantèlement sont très faibles en raison de la durée du démantèlement.

Pour le démantèlement d'un REP, la dose totale est estimée à $2,16 \times 10^{-2}$ homme.Sv/TWh. Les effets sanitaires qui devraient résulter des doses collectives professionnelles sont $8,64 \times 10^{-4}$ cancer mortel/TWh, $2,53 \times 10^{-3}$ cancer non mortel/TWh, et $1,30 \times 10^{-4}$ effet héréditaire grave/TWh. S'agissant des accidents du travail, ce sont les statistiques du régime d'indemnisation des travailleurs français dans l'industrie du bâtiment qui ont été appliquées. Normalisés à la quantité d'énergie produite pendant la durée de vie de la centrale, les résultats donnent $2,9 \times 10^{-3}$ mort/TWh, 59 jours de travail perdus/TWh et 0,18 incapacité permanente/TWh.

Retraitement : l'usine française de retraitement se situe à La Hague en Normandie, sur la côte nord-ouest, près de la centrale de Flamanville. Cette usine comporte deux unités principales : UP2, mise en service en 1966, et UP3, dont l'exploitation a démarré en 1990. Les données présentées dans cette section ont été établies pour l'unité UP3 dont la capacité nominale de retraitement est de 800 tonnes de combustible irradié par an. Les données sur les émissions utilisées dans l'étude ExternE concernaient l'année 1991, alors que l'usine ne fonctionnait pas à plein régime. Les 351,4 tonnes de combustible irradié qui ont été retraitées en 1991 sont jugées équivaloir à une production d'électricité nucléaire de 81,4 TWh, valeur qui a été utilisée pour calculer les émissions par TWh. Cette évaluation repose sur les hypothèses d'un fonctionnement de l'usine UP3 pendant 30 ans et du maintien des émissions annuelles par TWh au niveau calculé pour 1991.

La dose collective mondiale, pour le public, imputable à ces émissions a été estimée à 10,3 homme.Sv/TWh, ce qui donne, pour les effets sanitaires sur le public, 0,52 cancer mortel, 1,24 cancer non mortel et 0,10 effet héréditaire grave par TWh nucléaire. Il convient de souligner qu'il s'agit là d'effets susceptibles de survenir sur une période de 100 000 ans et d'être répartis sur une population mondiale de 10 milliards d'hommes, c'est-à-dire sur quelques 10 000 milliards d'individus.

Pour limiter la radioexposition professionnelle, l'usine UP3 a été conçue de façon à limiter les doses individuelles reçues par les travailleurs à moins de 5 mSv par an. D'après les doses collectives mesurées sur les travailleurs ($1,76 \times 10^{-3}$ homme.Sv/TWh), les effets estimés sur la santé des travailleurs représentent $7,04 \times 10^{-5}$ cancer mortel/TWh, $2,11 \times 10^{-4}$ cancer non mortel/TWh et $1,05 \times 10^{-5}$ effet héréditaire grave/TWh. Il n'est pas possible de calculer directement les impacts professionnels non radiologiques des données sur la fréquence annuelle d'accidents dans l'usine UP3, car ces données ne sont pas statistiquement représentatives. C'est pourquoi, les statistiques de l'industrie chimique française concernant le nombre moyen d'accidents survenus en 1980 et en 1981 ont été utilisées. À partir de ces données, on a estimé à $6,1 \times 10^{-4}$ mort, 9,87 jours de travail perdus et $3,76 \times 10^{-2}$ incapacité permanente par TWh, les effets non radiologiques sur les employés de l'usine UP3.

Stockage des déchets : pour les calculs concernant les déchets de faible et moyenne activité, on s'est servi des données relatives au Centre de l'Aube situé 180 km à l'est de Paris. Ce centre a une superficie de 20 km environ et a été conçu pour recevoir les déchets de la production d'environ 10 000 TWh. Étant donné qu'il n'existe pas encore en France de dépôt de stockage des déchets de haute activité, l'étude ExternE a utilisé les résultats donnés dans l'étude européenne PAGIS (Performance Assessment on Geological Isolation Systems)

pour un site de dépôt en formation géologique hypothétique dans le Massif Central, en France (CCE, 1991). Ce site hypothétique est supposé contenir des déchets vitrifiés de la production de 1 800 GW.an.

Transport : le transport des matières entre différents sites est considéré, dans l'évaluation, comme une étape séparée du cycle du combustible. En France, le transport de substances radioactives respecte les consignes de sûreté de l'Agence internationale de l'énergie atomique. Les distances varient entre 5 km et 900 km. L'évaluation recouvre le transport des matières destinées à la fabrication du combustible, le transport du combustible lui-même et celui des déchets produits au cours du cycle, dans les conditions normales et en cas d'accident.

On trouvera sur le tableau A.2.2 la répartition des doses collectives pour le public et pour les travailleurs imputables aux différentes étapes du cycle du combustible nucléaire français dans les conditions normales d'exploitation.

Tableau A.2.2 Répartition des doses collectives pour le cycle du combustible nucléaire français

| Cycle du combustible | Dose collective (homme.Sv/TWh) | | |
|----------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | Public | Travailleurs | Total |
| Extraction et traitement | 1,77E-01 (1 %) | 1,12E-01 (32 %) | 2,89E-01 (2 %) |
| Conversion | 3,50E-05 (0 %) | 2,29E-03 (1 %) | 2,32E-03 (0 %) |
| Enrichissement | 2,68E-05 (0 %) | 8,33E-06 (0 %) | 3,52E-05 (0 %) |
| Fabrication du combustible | 9,21E-06 (0 %) | 7,14E-03 (2 %) | 7,15E-03 (0 %) |
| Production d'électricité | 2,16 (17 %) | 2,02E-01(58 %) | 2,36 (18 %) |
| Démantèlement | 1,45E-04 (0 %) | 2,16E-02 (6 %) | 2,17E-02 (0 %) |
| Retraitement | 1,03E+01 (80 %) | 1,76E-03 (1 %) | 1,03E+1 (79 %) |
| Stockage déchets FMA | 2,57E-02 (0 %) | 1,00E-04(0 %) | 2,58E-02 (0 %) |
| Stockage déchets HA | 1,36E-01 (1 %) | 6,00E-07 (0 %) | 1,36E-01 (1 %) |
| Transport | 9,50E-04 (0 %) | 1,14E-03 (0 %) | 2,09E-03 (0 %) |
| Total | 1,28E+01 (100 %) | 3,48E-01 (100 %) | 1,31E+01 (100 %) |

La dose collective mondiale calculé pour le grand public et les travailleurs puis intégrée sur 100 000 ans, est de 13,1 homme.Sv/TWh, pour l'ensemble des étapes du cycle du combustible nucléaire. L'étape du retraitement, compte tenu des impacts mondiaux et des doses professionnelles,

est le plus gros contributeur à la dose collective totale, avec 79 % du total (10,3 homme.Sv/TWh). La production d'électricité arrive en deuxième position, avec 18 % de la dose collective totale (2,36 homme.Sv/TWh). Les étapes de l'extraction et du traitement et du stockage des déchets de haute activité, responsables respectivement de 2 % et de 1 % de la dose collective totale, sont de petits contributeurs, et la part des autres étapes est pour ainsi dire négligeable.

Dans le cycle du combustible nucléaire français, l'exposition du public représente plus de 97 % de la dose collective totale contre à peine 3 % pour l'exposition des travailleurs, dont la dose collective totale avoisine 0,35 homme.Sv/TWh. Cette prédominance de l'exposition du public s'explique par le nombre d'individus concernés (10 milliards d'habitants chaque année). Les étapes du retraitement et de la production d'électricité sont les principaux responsables de la dose collective reçue par le public, soit respectivement 80 et 17 % du total. Pour ce qui est des travailleurs, la production d'électricité ainsi que l'étape d'extraction et de traitement du minerai arrivent en tête, avec 58 et 32 % respectivement.

Les évaluations effectuées dans d'autres pays (CE, 1999) et en partant d'hypothèses génériques (AEN, 2000) illustrent la sensibilité des résultats à l'option adoptée pour le cycle du combustible ainsi qu'aux conditions locales. Quoiqu'il en soit, les impacts sanitaires totaux donnés par diverses études se situent dans une fourchette assez étroite. L'étude de l'AEN conclut que les doses collectives totales pour le public et les travailleurs varient peu avec le type de cycle, ouvert ou fermé, même si les principaux contributeurs à la dose diffèrent dans chaque cas.

Les estimations données par l'étude ExternE pour le cycle du combustible nucléaire français mettent en évidence le poids des effets à long terme dans les impacts sanitaires totaux pris en compte dans les conditions normales d'exploitation (voir tableau A.2.3, Le Dars *et al.*, 2002). Les impacts à court et à moyen terme représentent ensemble moins de 20 % du total, et les impacts à long terme plus de 80 %. Il faut savoir néanmoins que la plupart des impacts sanitaires des différentes étapes du cycle surviennent à court et à moyen terme, sauf dans le cas de la production d'électricité, du retraitement et du stockage des déchets qui sont à l'origine d'impacts à long terme. Les impacts sanitaires sur les travailleurs interviennent pour l'essentiel à court terme et résultent principalement d'accidents non radiologiques.

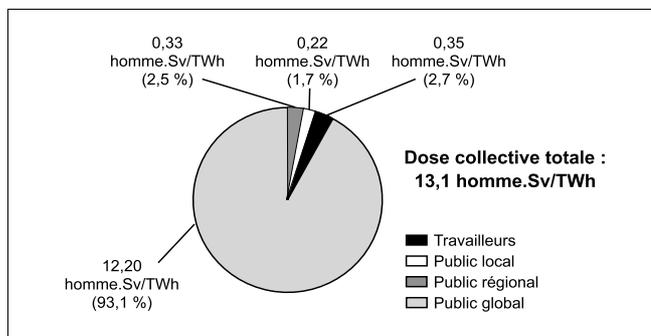
Tableau A.2.3 Répartition temporelle des impacts sanitaires du cycle du combustible nucléaire français

| Impacts sanitaires | Court + moyen % terme (0 à 100 ans) | Long terme % (> 100 ans) |
|-------------------------------------|--|--|
| Extraction et traitement du minerai | 99 | 1 |
| Conversion | 99 | 1 |
| Enrichissement | 99 | 1 |
| Fabrication du combustible | 99 | 1 |
| Production d'électricité | 1,7 | 98,3 |
| Démantèlement | 100 | 0 |
| Retraitement | 10 | 90 |
| Stockage déchets FMA | 3 | 97 |
| Stockage déchets HA | 0 | 100 |
| Transport | 100 | 0 |
| Total | 17,5 | 82,5 |

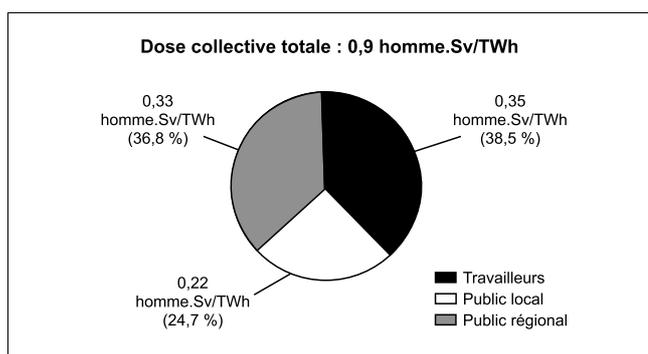
La figure A.2.1 illustre l'importance des impacts mondiaux par rapport aux impacts locaux et régionaux. La dose collective totale obtenue pour toutes les étapes du cycle du combustible et intégrée sur une période de 100 000 ans est de 13,1 homme.Sv/TWh sur lesquels 12,2 homme.Sv/TWh correspondent à la dose mondiale reçue par le public (chiffres qui s'expliquent par l'importance considérable de la population mondiale par rapport aux populations locales et régionales). En l'absence d'évaluation globale, c'est-à-dire si on limite l'intégration de la dose à 1 000 km, la dose collective totale se réduit à 0,9 homme.Sv/TWh, et se répartit presque équitablement entre les travailleurs, le public régional et le public local.

La dose collective mondiale estimée est principalement imputable aux émissions de ^{14}C , à l'origine, chaque année, de doses infimes qui cependant persistent pendant des millénaires. Si les hypothèses et le modèle adoptés ont le mérite de respecter le principe de précaution, on peut leur reprocher d'être excessivement prudents, si l'on sait qu'en fait les rejets de ^{14}C d'un REP de 1 300 MWe supplémentaire n'augmentent que de $1,4 \times 10^{-8}$ mSv/an le fond de rayonnement naturel égal à 2,4 mSv/an.

Figure A.2.1 Répartition de la dose collective totale entre toutes les étapes du cycle du combustible nucléaire



Impacts locaux, régionaux et globaux



Impacts locaux et régionaux

On trouvera résumés dans les tableaux A.2.4 et A.2.5 (Le Dars, 2002) les résultats des estimations effectuées dans le cadre de l'étude ExternE pour le cycle du combustible nucléaire français, à savoir les coûts externes totaux et leur répartition temporelle (court, moyen et long terme) et géographique (local, régional et global). Les totaux incluent les coûts externes du démantèlement qui représentent $1,70 \times 10^{-2}$ m€/kWh à un taux d'actualisation de 0 %, $5,96 \times 10^{-3}$ m€/kWh à un taux d'actualisation de 3 % et $7,93 \times 10^{-4}$ m€/kWh à un taux d'actualisation de 10 %.

Tableau A.2.4 Répartition temporelle des coûts externes de l'énergie nucléaire (m€/kWh)

| | Taux d'actualisation | | |
|-------------|----------------------|----------|----------|
| | 0 % | 3 % | 10 % |
| Court terme | 6,83E-02 | 5,87E-02 | 4,95E-02 |
| Moyen terme | 3,34E-01 | 3,90E-02 | 4,07E-03 |
| Long terme | 2,11E+00 | 6,63E-04 | 7,47E-05 |
| Total | 2,51E+00 | 9,84E-02 | 5,36E-02 |

Tableau A.2.5 Répartition géographique des coûts externes de l'énergie nucléaire (m€/kWh)

| | Taux d'actualisation | | |
|----------|----------------------|----------|----------|
| | 0 % | 3 % | 10 % |
| Local | 1,78E-01 | 7,69E-02 | 5,18E-02 |
| Régional | 6,19E-02 | 8,18E-03 | 9,24E-04 |
| Global | 2,27E+00 | 1,33E-02 | 8,81E-04 |
| Total | 2,51E+00 | 9,84E-02 | 5,36E-02 |

Accident nucléaire grave

La fiabilité et la crédibilité des coûts externes globaux de l'électricité nucléaire sont largement dépendantes de l'évaluation des conséquences d'un accident nucléaire grave. La méthodologie utilisée dans l'étude ExternE est décrite ci-dessous. Les résultats obtenus dans cette étude pour le cas français, accompagnés des résultats d'autres études sont ensuite présentés. Les évaluations concernent un accident grave survenant dans un réacteur nucléaire de puissance. En effet, bien que certaines usines du cycle du combustible manipulent de grandes quantités de substances radioactives, elles présentent des risques moins graves que les réacteurs, et il est communément admis que le risque d'accident dans ces installations ne contribue pas de manière significative aux coûts externes totaux de l'électricité nucléaire.

Méthodologie

La méthodologie généralement employée pour évaluer les impacts des rejets accidentels repose sur la prévision des dommages (Markandya *et al.*, 1998). Le risque est défini comme étant la somme des probabilités d'occurrence de scénarios conduisant à un accident, multipliée par les conséquences de cet

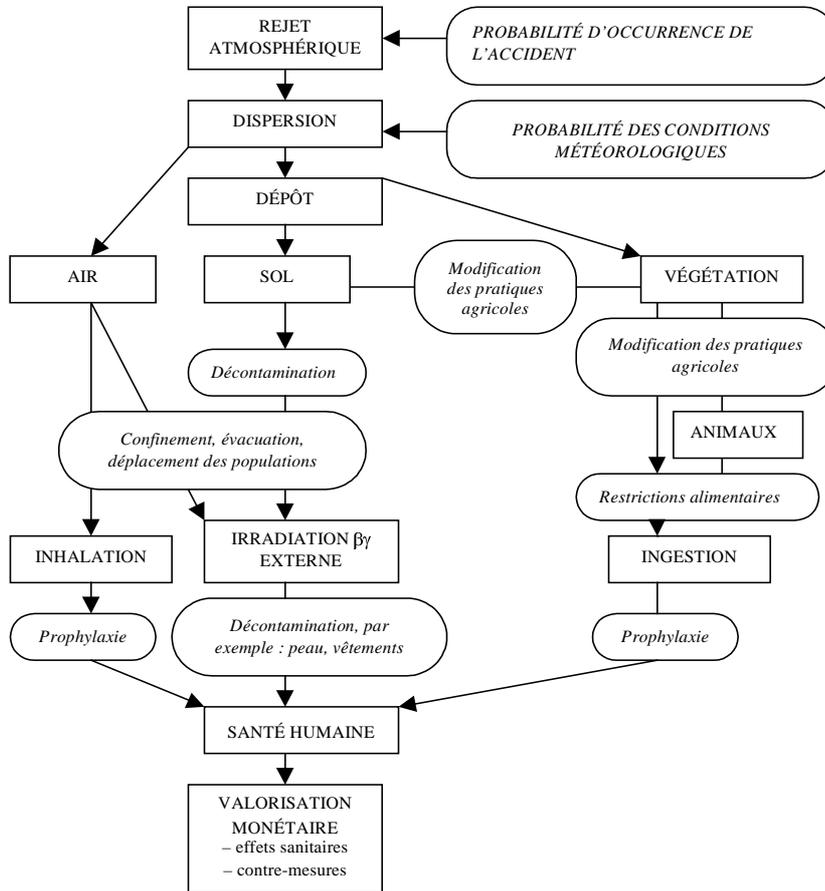
accident pour chaque scénario. Les résultats dépendent pour beaucoup des valeurs de la probabilité d'occurrence des rejets accidentels, de l'importance du rejet et des scénarios d'exposition évalués.

S'agissant d'un accident grave dans un réacteur nucléaire, on peut se servir de l'étude probabiliste de sûreté (EPS) pour évaluer les causes possibles de l'accident, ses probabilités d'occurrence et les rejets correspondants dans l'environnement. Un grand nombre d'EPS de réacteurs appartenant à différentes filières ont été effectuées dans divers pays afin d'obtenir la valeur de la probabilité de fusion du cœur. Par exemple, l'étude de la Nuclear Regulatory Commission des États-Unis (NRC, 1990) et d'autres études de réacteurs européens donnent des probabilités de fusion du cœur de REP variant de $3,7 \times 10^{-6}$ par année.réacteur, dans le cas de la centrale de Biblis, en Allemagne, à $3,4 \times 10^{-4}$ par année.réacteur, dans celui de Zion, aux États-Unis. Les estimations effectuées dans l'étude ExternE pour le cycle du combustible français se fondent sur une probabilité de fusion du cœur de 1×10^{-5} par année.réacteur.

La deuxième étape de l'évaluation exige d'identifier et d'estimer les termes sources qui pourraient être rejetés dans l'environnement ainsi que les probabilités conditionnelles associées à ces scénarios de rejet. La quantité et les caractéristiques des substances radioactives qui peuvent être rejetées après la fusion du cœur dépendront, entre autres, du fonctionnement de l'enceinte de confinement et de ses systèmes de sûreté. En cas de rupture majeure ou de contournement de l'enceinte, une proportion importante des éléments volatils du cœur peut être libérée dans l'environnement, alors que le rejet peut être très faible si l'enceinte reste intacte. La figure A.2.2 illustre la procédure suivie pour l'évaluation d'un accident de réacteur nucléaire, depuis les rejets consécutifs à la fusion du cœur jusqu'à la valorisation monétaire des dommages sanitaires.

Le terme source adopté dans l'estimation d'ExternE correspond à un rejet d'environ 1 % du cœur (ST21), du même ordre de grandeur que le scénario accidentel de référence utilisé par les autorités de sûreté françaises. Pour illustrer la sensibilité des résultats. Les impacts de trois autres termes sources sont donnés également. Le rejet le plus important peut-être considéré comme celui qui interviendrait après un accident de fusion du cœur avec rupture totale de l'enceinte. La proportion du cœur qui serait relâchée, si l'on se fonde sur le terme source utilisé dans une comparaison internationale, représente environ 10 % de l'inventaire du cœur. Quant au plus petit rejet, il correspond à la situation consécutive à un accident de fusion du cœur au cours duquel toutes les mesures de sûreté fonctionnent comme prévu et l'enceinte reste intacte mais laisse échapper 0,01 % de l'inventaire du cœur.

Figure A.2.2 Procédure d'évaluation d'un accident de réacteur nucléaire



La probabilité de l'accident de fusion du cœur est estimée à 1×10^{-5} par année.réacteur d'après une évaluation française d'un accident majeur de fusion du cœur dans un REP de 1 300 MWe. Ce chiffre concorde globalement avec d'autres évaluations fondées sur la méthode de l'arbre de défaillance, même si la gamme des estimations proposées est assez large. Les probabilités conditionnelles des rejets, petits et grands, qui se produiraient après un accident de fusion du cœur sont tirées d'un rapport de la NRC et sont de 0,19 pour les trois termes sources les plus importants et 0,81 pour le terme source le plus faible.

Impacts radiologiques sanitaires et environnementaux

Il existe de multiples modèles pour estimer l'évolution des rejets accidentels de radioactivité dans l'environnement et leurs impacts sanitaires dans le temps et dans l'espace. Ils se distinguent principalement par la précision des modèles de transfert et leur capacité de prendre en compte l'efficacité des contre-mesures destinées à limiter les effets sanitaires et environnementaux prévus. L'étude ExternE a utilisé le code COSYMA mis au point sous l'égide de la Commission européenne au début des années 1990 (CE, 1991).

Les données concernant les termes sources correspondant à un accident de fusion du cœur sont tirées d'une étude comparative menée en commun par l'AEN et la Commission européenne (AEN et CE, 1994) à partir des conditions de rejets les plus pessimistes données par la Nuclear Regulatory Commission des États-Unis dans le document NUREG-1150 (NRC, 1990). Pour un réacteur REP de 1 250 MWe, pris comme référence, on évalue quatre scénarios contrastés :

- Le terme source ST2 suppose une rupture de l'enceinte provoquant un rejet total des gaz rares du cœur et le rejet de 10 % des éléments les plus volatils, tels que le césium et l'iode.
- Le terme source ST21 suppose une rupture de l'enceinte provoquant le relâchement de 10 % des gaz rares du cœur et de 1 % des éléments les plus volatils.
- Le terme source ST22 suppose une rupture de l'enceinte se soldant par le rejet de 1 % des gaz rares du cœur et de 0,1 % des éléments les plus volatils.
- Le terme source ST23 correspond à une défaillance de l'enceinte aboutissant au rejet de 0,1 % des gaz rares du cœur et de 0,01 % des éléments les plus volatils.

Une dose collective totale pour la population située dans un rayon de 3 000 km a été estimée à titre indicatif avec le code COSYMA pour les quatre scénarios d'accident. Le scénario de référence ST21 (fusion du cœur avec rejet de 1 % de son contenu) produit une dose collective d'environ 58 000 hommes.Sv et une dose collective spécifique de 0,016 homme.Sv/TWh. Pour les autres scénarios considérés, le risque prévu (conséquences x probabilité d'occurrence) varie entre 0,001 et 0,078 homme.Sv/TWh, comme le montre le tableau A.2.6.

Tableau A.2.6 Dose collective calculée pour un accident grave dans un réacteur (ST21 : scénario de référence pour la France)

| Terme source (% de l'inventaire du cœur rejeté) | Probabilité de fusion du cœur par année. réacteur | Probabilité conditionnelle | Dose collective (homme.Sv) | Dose collective x probabilité (homme.Sv/ réacteur.an) | Risque* (homme.Sv /TWh) |
|--|---|----------------------------|----------------------------|---|-------------------------|
| ST2 (10 %) | 1×10^{-5} | 0,19 | 291 200 | 0,55 | 0,078 |
| ST21 (1 %) | 1×10^{-5} | 0,19 | 58 300 | 0,11 | 0,016 |
| ST22 (0,1 %) | 1×10^{-5} | 0,19 | 12 180 | 0,02 | 0,003 |
| ST23 (0,01 %) | 1×10^{-5} | 0,81 | 1 840 | 0,01 | 0,001 |

* 7 TWh/année.réacteur.

L'accident grave qui libérerait dans l'environnement de grandes quantités de substances radioactives aurait des impacts environnementaux tels que la perte d'usage des terres et des effets sur l'écosystème. Mis à part les effets sur l'agriculture et la foresterie, il n'est pas facile d'estimer la valeur monétaire de dommages écologiques, comme les effets à long terme de la contamination des espèces animales et végétales. En outre, il faut considérer d'autres effets encore, à savoir la perte de l'usage récréatif des terres et la perte de valeur des terrains et propriétés dans la région, même s'ils ne sont pas directement contaminés. S'il convient de reconnaître que tous ces impacts devraient être intégrés dans une démarche exhaustive, les estimations et analyses qualitatives réalisées laissent penser que les impacts environnementaux qui n'ont pas été pris en compte dans les coûts directs et indirects décrits ci-dessous ne majoreraient pas ces coûts externes de manière significative.

Valorisation monétaire

Les coûts directs d'un accident grave dans un réacteur, calculés par une méthodologie fondée sur le risque pour le scénario de référence de l'étude ExternE (ST21, fusion du cœur suivie du relâchement de 1 % de l'inventaire du cœur) sont résumés, pour la France, sur le tableau A.2.7.

Les coûts directs pris en compte dans l'évaluation recouvrent les coûts de la mise en œuvre des contre-mesures, telles que le transport des populations pour hors de la zone touchée, les coûts de l'hébergement et de la restauration temporaires, les coûts liés à la perte de revenu et de capital, aux restrictions agricoles ou à la décontamination ainsi que les coûts des effets sanitaires radio-induits. Le résultat par unité d'énergie produite, à savoir 0,0046 m€/kWh, repose sur un taux d'actualisation de 0 % pour les impacts sanitaires. La proportion de ces coûts qui peuvent avoir été déjà internalisés dans les primes d'assurance contre les accidents nucléaires n'a pas été évaluée.

Les conséquences économiques indirectes des accidents nucléaires graves résulteraient du ralentissement ou de l'interruption de presque toute l'activité économique (pour l'essentiel, la production agricole et industrielle) sur les territoires touchés, pendant une période assez longue. L'importance de cette interruption serait fonction de la gravité de l'accident. Traduite en indicateurs monétaires, cette perturbation de l'activité économique devrait essentiellement provoquer une perte de la valeur ajoutée correspondant aux différents revenus directs et indirects des agents économiques.

Tableau A.2.7 Coûts directs externes d'un accident grave dans un réacteur nucléaire

| | |
|---|----------------------|
| Probabilité de fusion du cœur (par année réacteur) | 1 x 10 ⁻⁵ |
| Probabilité conditionnelle de rejet | 0,19 |
| Coût total des dommages provoqués par l'accident (M€) | 17 093 |
| Coût des impacts sanitaires : | |
| Locaux | 1 525,2 |
| Régionaux | 9 318,6 |
| Coût des restrictions agricoles : | |
| Locaux | 330,7 |
| Régionaux | 5 820,0 |
| Coût de l'évacuation et du relogement des populations | 98,1 |
| Coût externe direct (m€/kWh) | 0,0046 |

L'évaluation des effets indirects d'un accident grave dans un réacteur nucléaire peut s'effectuer à l'aide de tableaux d'entrées/sorties. Ces tableaux permettent d'analyser les impacts sur les systèmes économiques régionaux et nationaux à travers l'offre et la demande de biens et services à destination et en provenance de la zone touchée par l'accident. Le ralentissement ou l'interruption de l'activité économique dans cette zone devrait en effet provoquer une diminution de l'offre et de la demande dans les économies locales et régionales

ainsi que des perturbations économiques dans les régions où seront relogées après l'accident les populations évacuées ou déplacées. L'introduction de ces modifications dans les flux représentés par les tableaux d'entrées/sorties est un moyen de faire apparaître les conséquences économiques indirectes d'un accident nucléaire, car elle révèle le coût de l'adaptation des activités économiques non-représentées dans les coûts directs.

Des calculs ont été effectués pour obtenir un ordre de grandeur de ces conséquences économiques indirectes, notamment dans le cadre de l'exercice mené par l'AEN et la CE (AEN et CE, 1994), ou en utilisant le code COSYMA et la valeur monétaire de la vie adoptée dans le projet de la CE ExternE. L'accident de référence (scénario ST21) est supposé induire un coût indirect avoisinant 10 % du PIB régional au cours des deux premières années consécutives à l'accident et 0,2 % du PIB national. Au niveau local, les coûts indirects majorent de 25 % les coûts externes directs de l'accident nucléaire. À partir de ce calcul, il faut appliquer un facteur multiplicateur de 1,25 aux coûts externes locaux pour obtenir le coût externe total de l'accident de réacteur. Dans le cas de scénarios d'accidents provoquant d'importants rejets de substances radioactives dans l'environnement, les calculs effectués dans l'étude ExternE en tenant compte des coûts indirects donnent un coût externe de l'accident de 0,0048 m /kWh pour un terme source de référence de 1 %, contre 0,0046 m /kWh si l'on omet les coûts indirects (Schneider, 1997).

En raison de leur incapacité de traduire la perception du risque, les résultats de ce type d'évaluation économique exhaustive prêtent à la critique de la société civile. Il est généralement admis, en effet, qu'il existe un décalage entre l'acceptabilité sociale du risque et la valeur monétaire moyenne correspondant, en principe, à l'indemnisation de chaque individu de la population touchée par l'accident (AEN, 2002). Les auteurs de plusieurs études récentes ont tenté d'intégrer la perception du risque dans les coûts externes des accidents nucléaires graves en testant à cet effet plusieurs méthodes (Markandya, 1998).

L'application de la théorie de l'utilité espérée afin d'intégrer l'aversion pour le risque dans l'évaluation des coûts externes d'un accident nucléaire (Eeckhoudt *et al.*, 2000) présente l'intérêt de s'appuyer sur les données expérimentales disponibles sur le coefficient d'aversion pour le risque. Malgré les fluctuations importantes des valeurs publiées de ce coefficient, qui reposent d'ailleurs en majorité sur une analyse des risques financiers, il paraît raisonnable d'adopter un coefficient de risque avoisinant 2 dans le cas particulier d'un accident nucléaire. D'où l'on peut déduire un coefficient multiplicateur aux alentours de 20 qu'il faut ensuite appliquer au coût externe de l'accident nucléaire provoquant un rejet d'environ 1 % du cœur. On obtient ainsi un coût externe d'accident de réacteur nucléaire proche de 0,1 m€/kWh,

c'est-à-dire environ 3,6 % du coût externe total du cycle du combustible nucléaire hors accident actualisé à 0 %.

La prise en compte de l'aversion pour le risque soulève une difficulté majeure qu'il convient de souligner ici. La théorie des coûts externes repose sur les préférences et sur le consentement à payer des individus. Or, un accident nucléaire grave aurait des répercussions sur un grand nombre d'individus. De ce fait, la transposition de modèles économiques fondés sur un point de vue individuel à une réflexion sur des dommages collectifs paraît discutable. Certains développements des théories économiques sur le comportement en présence de risque s'intéressent à l'intégration d'un nouveau concept qui établirait une distinction entre une composante « peur pour sa vie » et une autre composante décrite comme « l'intérêt, la peur ou l'angoisse suscité par des accidents majeurs touchant un grand nombre de personnes même très loin ». Il est nécessaire d'approfondir la recherche dans ce domaine pour perfectionner les méthodes et leur application.

Références

Agence pour l'énergie nucléaire, *Société et énergie nucléaire : vers une meilleure compréhension*, OCDE, Paris, France, 2002.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Méthodes d'évaluation des conséquences économiques des accidents nucléaires*, OCDE, Paris, France, 2000.

Agence pour l'énergie nucléaire et Commission européenne, *Programmes d'évaluation probabiliste des conséquences d'accidents*, Deuxième comparaison internationale, Rapport de synthèse, Paris, France, 1994.

Commission des Communautés européennes, *COSYMA*, Rapport 13028, Bruxelles, Belgique, 1991.

Commission européenne, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 10, National Implementation, CE, Bruxelles, Belgique, 1999.

Commission européenne, *ExternE: Externalities of Energy*, Vol. 5, National Implementation, CE, Bruxelles, Belgique, 1995.

Dreicer, M. *et al.*, *The External Costs of the Nuclear Fuel Cycle: Implementation in France*, CEPN, Rapport 238, Paris, France, 1995.

Eeckhoudt, L. *et al.*, *Risk Aversion and the External Cost of a Nuclear Accident*, Journal of Environmental Management, 58, pp. 109-117, 2000.

Le Dars, A., T. Schneider, “L'évaluation des coûts externes à long terme de la filière nucléaire : intérêt et limites”, rapport n°274, CEPN, Paris, France, septembre 2002.

Markandya, A., N. Dale et T. Schneider, *Improvement in the Assessment of the External Costs of Severe Nuclear Accident*, CEPN Rapport 260, Paris, France, 1998.

PAGIS, *Performance Assessment of Geological Isolation Systems for Radioactive Waste*, Summary EUR-11775-EN, et *Enfouissement dans des formations granitiques*, EUR-11777-EN, *Proceedings EUR-12676-EN*, Commission des Communautés européennes, Bruxelles, Belgique, 1998.

Schneider, T., *Integration of Indirect Cost Evaluation*, CEPN-NTE-97/10, Paris, France, 1997.

US Nuclear Regulatory Commission, *Severe Accident Risks: An Assessment for Five US Nuclear Power Reactors*, final summary report, NUREG-1150, Vol. 1, Washington, DC, États-Unis, 1990.

CHARGES FINANCIÈRES DES EXPLOITANTS NUCLÉAIRES

Assurance nucléaire

Les entreprises d'électricité nucléaire, comme les exploitants de tout autre type de centrale, sont responsables de tout dommage à des tiers susceptibles de résulter de leurs activités ainsi que du bien-être de leurs salariés et de la bonne marche de leur entreprise. Conformément à la pratique courante, les exploitants de centrales nucléaires souscrivent des assurances pour couvrir ces responsabilités afin de se prémunir contre les risques de perte économique, les conséquences financières de l'arrêt ou de la fermeture d'installations, les demandes d'indemnisation des maladies et accidents du travail, les retards dans la construction, le coût des arrêts, etc.

Il est un élément primordial en la matière, la probabilité faible, mais non nulle, d'un accident grave survenant dans un réacteur. Bien que les normes de sûreté sévères qui sont imposées à l'industrie nucléaire garantissent un faible risque d'accident grave, l'ampleur des dommages qu'un tel accident pourrait infliger à des tiers est considérable. Les conséquences économiques d'un accident nucléaire peuvent être en gros assimilées aux coûts des répercussions suivantes : contre-mesures adoptées pour réduire les doses de rayonnement résultant d'éventuels rejets des matières radioactives, effets sanitaires radio-induits dans la population exposée, effets psychologiques, évacuation et relogement des populations vivant dans la zone touchée, effets sur des facteurs économiques (emploi, revenus, perte de capital, tourisme, restrictions agricoles...), répercussions sociales et politiques à long terme, impact environnemental et écologique et décontamination de la zone touchée.

Traditionnellement, une assurance sert à se prémunir contre des événements censés se produire avec une fréquence assez élevée, mais qui auraient des conséquences relativement limitées et dont on connaît généralement bien la probabilité d'occurrence et les conséquences grâce aux statistiques établies d'après des événements passés. Au contraire, le régime de

la responsabilité civile nucléaire institué pour les accidents nucléaires graves, un système unique en son genre, concerne des événements ayant une très faible probabilité d'occurrence, mais dont les conséquences pourraient être dévastatrices et se propager au-delà les frontières nationales. En outre, comme très peu d'accidents nucléaires graves se sont heureusement produits, les statistiques ne peuvent pas donner une indication fiable de la probabilité de ces accidents. Il est donc nécessaire de recourir à des outils mathématiques, comme l'étude probabiliste de risque, pour les estimer.

Parce qu'un accident nucléaire grave et très improbable pourrait coûter excessivement cher, deux conventions internationales ont été signées pour créer un régime d'assurance contre les dommages nucléaires : la Convention de Paris du 29 juillet 1960 sur la responsabilité civile dans le domaine nucléaire, établie sous les auspices de l'OCDE et à laquelle 14 pays membres de l'OCDE sont parties contractantes, et la Convention de Vienne du 21 mai 1963 relative à la responsabilité civile en matière de dommages nucléaires, négociée sous l'égide de l'AIEA. Ces deux conventions sont liées par le protocole commun de 1988. En particulier, la Convention de Paris institue un système par lequel, d'une part, les gouvernements fixent une limite à la responsabilité de leurs exploitants pour les dommages nucléaires et, d'autre part, l'exploitant de l'installation concernée est objectivement et exclusivement responsable. Les exploitants sont tenus de souscrire une assurance dans les limites du plafond de responsabilité.

Plus précisément, le système d'assurance contre les accidents nucléaires s'articule sur le principe de la responsabilité civile limitée, au sens où les exploitants d'installations nucléaires sont responsables d'une première tranche importante des dommages aux tiers. Un deuxième niveau de protection financé par l'industrie ou, dans certains pays, par l'État, assure la couverture d'une deuxième tranche substantielle des dommages, la couverture des dommages résiduels étant du ressort des États.

Par exemple, dans la loi Price-Anderson, aux États-Unis, les exploitants de centrales nucléaires doivent acquitter un montant pouvant aller jusqu'à 88 millions d'USD (au maximum 10 millions d'USD par an et par réacteur) pour la deuxième tranche des dommages résultant d'un accident dont les conséquences dépasseraient la première tranche de la couverture. Par ailleurs, le Congrès peut imposer un montant supplémentaire si les deux premières tranches ne suffisent pas à dédommager les victimes. On notera que tous les coûts prévus de ce système sont payés par les exploitants de centrales nucléaires, soit sous la forme de primes d'assurance destinées à couvrir leur responsabilité pour la première tranche des dommages ou sous la forme de cotisations rétroactives destinées à couvrir les deuxième et troisième tranches de dommages. De cette façon, les coûts sont entièrement internalisés et à la charge des exploitants de

centrales nucléaires. Il convient de souligner également qu'en contrepartie du plafonnement de la responsabilité, la loi Price-Anderson met en place une procédure simplifiée de règlement des sinistres, qui supprime le délai imposé en cas d'indemnisation de dommages corporels ou matériels ordinaires. Elle prévoit également le remboursement immédiat des coûts de toute opération d'évacuation qui pourrait être décidée au voisinage des centrales nucléaires.

Ces systèmes d'assurance ont été mis en place dès l'aube du nucléaire civil, car ils étaient jugés essentiels au développement de l'énergie nucléaire. Deux raisons à cela : tout d'abord, ils résolvent la question de la responsabilité illimitée, importante pour les investisseurs, et, deuxièmement, ils garantissent un niveau d'assurance élevé et l'indemnisation rapide d'un public que la perspective des dommages produits par des accidents nucléaires graves inquiète, quand bien même la probabilité de ces accidents serait très faible.

Depuis l'accident de Tchernobyl, la communauté nucléaire internationale a pris conscience de la nécessité de revoir entièrement le régime international afin d'en renforcer les dispositions consacrées à la protection des victimes et de favoriser l'instauration d'un régime universel auquel tous les pays puissent adhérer. Ces efforts ont trouvé leur aboutissement dans la conférence diplomatique du mois de septembre 1997 qui a donné naissance à la Convention sur la réparation complémentaire des dommages nucléaires. Aujourd'hui, le montant de la responsabilité d'un exploitant ne peut être inférieur à 300 millions de DTS¹. Cette Convention établit un système d'indemnisation des dommages nucléaires comportant deux tranches. La première tranche correspond à un montant de 300 millions de DTS qui doivent être alloués par l'État où se trouve l'installation de l'exploitant, alors que la deuxième tranche recouvre un fonds constitué des contributions des Parties contractantes, selon une clé de répartition définie dans la Convention. Le montant exact de ce fonds sera fonction de la puissance nucléaire installée dans les Parties contractantes au moment de l'accident nucléaire déclenchant la mise à disposition du fonds.

Une assurance nucléaire spéciale, généralement souscrite auprès d'un consortium d'assurance nucléaire couvre, entre autres, les risques sanitaires des opérations menées dans les zones sous rayonnements. Ce type d'assurance coûte très cher parce que les compagnies qui la proposent sont rares. Cependant l'expérience à ce jour montre que cette situation n'a pas eu de conséquences

1. Le droit de tirage spécial (DTS) est une unité de compte définie par le Fonds monétaire international. Il est calculé sur la base d'un panier de devises des cinq des nations marchandes les plus importantes. Au mois de mai 1997, un DTS valait à peu près 1,39 USD.

négligentes sur la capacité de souscrire une assurance ni sur le montant des primes payées pour les centrales nucléaires.

Les producteurs paient une prime d'assurance particulière pour chaque installation, qui recouvre différents types de risques nucléaires. Le coût de ces primes est intégré à celui de l'électricité nucléaire (et aux prix) et, par conséquent, internalisé.

Charges financières futures pour le démantèlement et la gestion des déchets radioactifs et du combustible irradié

Démantèlement

La présence de radioactivité est un facteur qui vient compliquer la fermeture définitive d'une centrale nucléaire, car il faut prévoir deux types d'opérations : décontaminer les surfaces pour en éliminer les dépôts radioactifs et démanteler les structures. L'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) a défini trois niveaux de démantèlement qui sont :

La fermeture sous surveillance : les ouvertures mécaniques sont définitivement verrouillées, et les différentes barrières d'étanchéité sont maintenues en l'état. L'enceinte de confinement est fermée et l'installation fait l'objet d'une surveillance, de contrôle et d'inspection permanente.

Libération partielle ou conditionnelle : les parties facilement démontables sont enlevées afin de réduire le plus possible la zone confinée. La barrière d'étanchéité est renforcée et une protection biologique est aménagée. Après les opérations de décontamination, l'enceinte de confinement peut être modifiée ou supprimée, si elle n'est plus indispensable à la sûreté radiologique du site. L'accès au bâtiment peut être autorisé, et les édifices non radioactifs du site peuvent être utilisés à d'autres fins.

Libération totale et inconditionnelle : toutes les parties radioactives de l'installation sont enlevées. Aucune surveillance ou inspection n'est plus nécessaire. Le site peut être utilisé librement.

Deux grandes options sont aujourd'hui étudiées pour le démantèlement des installations nucléaires : le démantèlement immédiat ou différé. L'intérêt de différer le démantèlement, de quelques années à quelques dizaines d'années, tient au fait qu'on laisse ainsi la radioactivité décroître naturellement, ce qui

signifie une réduction de l'exposition des travailleurs et donc des mesures de protection nécessaires.

En dernière analyse, il convient de comparer le coût du démantèlement immédiat, compte tenu du conditionnement et de l'entreposage des déchets, à celui du démantèlement différé, maintenance et surveillance du site comprises. Il existe une période d'attente qui correspond à l'optimum économique, mais son calcul passe par des prévisions économiques assez précises. En France, par exemple, on envisage une procédure en trois étapes de démantèlement des réacteurs à haute pression de 900 MWe :

- une période d'un an consacrée à la mise à l'arrêt définitif, y compris le refroidissement et le retrait du combustible ;
- une période de quatre ans destinée à passer au niveau 2 de démantèlement et à l'issue de laquelle il ne resterait que le bâtiment réacteur ;
- une période de cinquante ans avant de démonter le bâtiment réacteur et son contenu (pour parvenir au niveau 3).

Les pouvoirs publics ont un rôle essentiel à jouer car il leur revient de formuler le cadre réglementaire et de définir des politiques qui permettent de dégager une procédure de démantèlement cohérente et progressive. C'est à eux qu'il incombe de prendre les décisions indispensables pour percevoir auprès des utilisateurs les fonds indispensables pour couvrir, le moment venu, les coûts du démantèlement et de garantir leur bonne gestion.

Il est admis que le démantèlement des centrales nucléaires coûte cher, mais son coût exact dépend en grande partie de l'ampleur et du calendrier du réaménagement du site. Les estimations des coûts se fondent principalement sur l'expérience acquise sur des installations de recherche ou des petits réacteurs. À mesure que s'accumule le retour d'expérience, l'incertitude diminue progressivement. D'après des estimations fournies par les pays membres, les coûts non actualisés du démantèlement des installations nucléaires représentent de 15 à 20 % des coûts de construction initiaux. Cependant, une fois actualisée et amortie sur la durée de production de l'électricité, la contribution du démantèlement aux coûts de l'électricité nucléaire tombe à moins de 3 %.

Les exploitants de centrales nucléaires provisionnent les fonds destinés à couvrir les coûts estimés du démantèlement sur toute la durée de vie de l'installation. Les contributions au fonds de démantèlement des centrales actuelles ont été établies en fonction des volumes supposés des ventes futures d'électricité. Les fonds sont constitués en appliquant une majoration au prix par kWh vendu sur la durée de vie de la centrale. Dans la mesure où ces estimations de coûts sont correctes et où le producteur parvient à vendre la quantité prévue d'électricité, le coût du démantèlement de la centrale peut être considéré comme

entièrement internalisé. Dans le cas de la Finlande, par exemple, le coût estimé du démantèlement des centrales nucléaires est de 1 281 millions d'euros, et, à la fin de 2002, le fonds de démantèlement représentait déjà 1 260 millions d'euros.

Toutefois, la perspective de la fermeture anticipée de certaines centrales nucléaires (c'est-à-dire avant la fin de leur durée de vie prévue) pose un problème pour le financement du démantèlement. De fait, certains pays appréhendent d'avoir à évaluer et répartir les charges financières en cas de déficit dû à la fermeture précoce d'installations. Comme la majoration perçue par kWh est calculée en fonction du montant total des fonds qui seront provisionnés sur toute la durée de vie prévue de l'installation, les fermetures anticipées signifient que ces fonds ne pourront pas couvrir les coûts du démantèlement, créant ainsi une externalité. Les pays où l'on débat de la fermeture éventuelle des centrales nucléaires avant la fin de la période définie dans l'autorisation ou de leur durée de vie économique sont aujourd'hui exposés à des demandes allant dans ce sens. Il s'agit de savoir qui, parmi les bénéficiaires de l'exploitation de la centrale (c'est-à-dire les exploitants, les consommateurs d'électricité, les gouvernements qui prennent la décision politique de fermer les centrales précocement) doit assumer les coûts supplémentaires. L'une des solutions consiste pour l'entreprise d'électricité à qui appartient la centrale nucléaire de continuer à facturer le coût du démantèlement à ses clients, auquel cas la fermeture anticipée de la centrale ne produit pas d'externalité résiduelle.

En revanche, de nombreuses centrales nucléaires devraient continuer d'être exploitées au-delà de la durée initialement prévue, si bien que les fonds de démantèlement devraient être excédentaires, étant donné que le prix demandé par kWh est fonction des fonds à provisionner sur la durée de vie initialement prévue de l'installation.

Gestion et stockage définitif des déchets radioactifs et du combustible irradié

La gestion du combustible irradié et des déchets radioactifs est financée selon les mêmes principes que le démantèlement. Souvent, on ajoute aux coûts du combustible nucléaire une contribution au stockage définitif du combustible irradié et des déchets nucléaires de façon à constituer un fonds dont pourront disposer les exploitants à qui il incombe de le financer. Bien qu'élevé en valeur absolue, le coût de la gestion et du stockage définitif des déchets radioactifs et du combustible irradié ne représente que quelques pourcents du coût total de la production d'électricité nucléaire. Ce coût est pris en

compte par les producteurs d'électricité et internalisé dans le prix que paie le consommateur.

Une étude de l'AEN de 1993, par exemple, analysait les estimations des coûts du stockage définitif des déchets de haute activité et du combustible irradié dans des dépôts en formation géologique. Les estimations non actualisées fournies par les pays membres pour l'enrobage et le stockage définitif du combustible irradié ou des déchets issus du retraitement varient entre 25 000 et 410 000 USD (du 1^{er} juillet 1991) par tonne d'uranium contenu dans le combustible irradié avant le traitement. Une fois actualisés cependant, ces coûts ne représentent que 15 à 30 % des coûts totaux du cycle du combustible, c'est-à-dire de 3 à 6 % du coût total de la production d'électricité. Dans le cas du stockage des déchets de faible activité, il s'agit d'une toute petite fraction du coût total de la production d'électricité, soit environ 0,016 millième d'USD/kWh (valeur de la monnaie en juillet 1995, pour un taux d'actualisation de 3 %).

Néanmoins, deux incertitudes importantes planent sur les coûts de la gestion des déchets radioactifs. D'une part, les fonds constitués suffiront-ils à financer la gestion et le stockage définitif du combustible irradié et des déchets conformément à la réglementation en vigueur quand la mise en dépôt interviendra ? D'autre part, comment sera mise en œuvre la politique de gestion et de stockage définitif des déchets radioactifs ? De nombreux pays ont déjà élaboré leur politique à cet égard, mais aucune décision définitive n'a été prise. L'absence de consensus politique quant à la gestion des déchets de haute activité et du combustible irradié a pour conséquence de laisser persister des incertitudes sur le coût de la gestion. Ces charges potentielles importantes ont un fort effet dissuasif sur l'investissement privé dans l'énergie nucléaire, et les établissements financiers répugnent à investir dans des opérations grevées de charges indéfinies non garanties d'une telle ampleur. La façon dont ces charges sont définies et garanties dépendra pour l'essentiel des pouvoirs publics et des normes et exigences à respecter pour la gestion du combustible irradié et des déchets.

Les pays membres de l'AEN utilisent actuellement différents systèmes de financement, pour s'assurer la disponibilité des fonds, variant en fonction de divers facteurs. Tantôt on s'en remettra aux pratiques comptables normales d'entreprises importantes diversifiées (par exemple, en Allemagne, au Canada, en France, au Japon et en Suisse), tantôt on constituera un fonds administré et géré par un organisme d'État (par exemple, en Belgique pour ce qui est du fonds de stockage définitif des déchets radioactifs ; en Corée, en Espagne, aux États-Unis, en Finlande, en Italie, et en Suède). Parmi les mécanismes financiers intermédiaires déjà en place, on trouve des fonds provisionnés à un rythme établi par un organisme public, administrés par une instance non gouvernementale

indépendante de l'auteur de la responsabilité et dépensés par le producteur le moment venu.

Dans les pays où l'État détient des groupes industriels qui exploitent un grand nombre de centrales (France, Royaume-Uni), il n'a pas été jugé nécessaire en général d'imposer la constitution de ce fonds. En revanche, certains pays de l'OCDE (par exemple, la Belgique, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, et la Suède) ont créé, par voie législative, un système de financement du démantèlement et de la gestion des déchets. Les principaux avantages de ce système sont les suivants : les charges des centrales nucléaires sont directement assumées par les consommateurs d'électricité (internalisées), et on a l'assurance que ces fonds seront disponibles, le moment voulu, indépendamment de la solidité financière du producteur d'électricité. Même la faillite d'un producteur d'électricité n'aura pas de répercussions importantes sur le système (voir par exemple l'encadré ci-dessus).

**Financement de Yucca Mountain
aux États-unis**

On a appris récemment que, pour financer le projet de Yucca Mountain, il faudrait prélever, entre 2005 et 2010, 1,3 milliard d'USD par an en moyenne sur le Nuclear Waste Fund et le Defense Nuclear Waste Appropriation.

Le Nuclear Waste Fund représente actuellement plus de 14 milliards d'USD et ce programme continuera de percevoir plus de 1,5 milliard d'USD chaque année en redevances et intérêts.

Source : Nuclear News, mars 2003, p. 84.

Bibliographie

Agence pour l'énergie nucléaire, *Prévision de coûts de l'électricité*, OCDE, Paris, France, 1989.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Déclassement des installations nucléaires – Une analyse de la variabilité des estimations des coûts du déclassement*, OCDE, Paris, France, 1991.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Les coûts de l'évacuation des déchets hautement radioactifs dans des formations géologiques : Analyse des facteurs influant sur les estimations des coûts*, OCDE, Paris, France, 1993.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Les aspects économiques du cycle du combustible nucléaire*, OCDE, Paris, France, 1994.

Agence pour l'énergie nucléaire, *Dépôts de déchets radioactifs de faible activité : une analyse des coûts*, OCDE, Paris, France, 1999.

Agence pour l'énergie nucléaire, *L'énergie nucléaire face à la concurrence sur les marchés de l'électricité*, OCDE, Paris, France, 2000.

Hirschberg S., G. Piekerman et R. Dones, *Severe Accidents in the Energy Sector*, Institut Paul Scherrer, Suisse, novembre, 1998.

International Atomic Energy Agency, *Decommissioning Nuclear Facilities – International Overview*, IAEA, Vienne, Autriche, février 1990.

International Energy Agency, *Electricity Market Reform*, Handbook, OECD, Paris, France, 1999.

International Energy Agency, *Electricity Reform: Power Generation Costs and Investment*, OECD, Paris, France, 2000.

International Energy Agency, *Competition in Electricity Markets*, OECD, Paris, France, 2001.

Nuclear Energy Agency, *Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Analysis Approach*, actes de l'atelier, OECD, Paris, France, 15-16 novembre 2001, 2002.

Nuclear Energy Agency, *Power Generation Choices: Costs, Risks and Externalities*, OECD, Paris, France, 1994.

Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future, *Estimating Fuel Cycle Externalities: Analytical Methods and Issues*, Report 2, New York, McGraw Hill, 1994.

Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future, *Estimating the Externalities of Nuclear Fuel Cycle*, Report 8, New York, McGraw Hill, 1995.

Organisation for Economic and Cooperative Development, *Environmentally Related Taxes in OECD Countries: Issues and Strategies*, Environment Directorate, OECD, Paris, 2001.

ÉGALEMENT DISPONIBLE

Publication de l'AEN d'intérêt général

Rapport annuel 2002 (2003)

Gratuit : versions papier ou web.

AEN Infos

ISSN 1605-9581

Abonnement annuel : € 43 US\$ 48 GBP 28 ¥ 5 500

Développement de l'énergie nucléaire

Démantèlement des centrales nucléaires (2003)

Politique, stratégies et coûts

ISBN 92-64-10432-1

Prix : € 40 US\$ 46 GBP 27 ¥ 5 100

Données sur l'énergie nucléaire – 2003 (2003 Bilingue)

ISBN 92-64-10326-0

Prix : € 21 US\$ 24 GBP 14 ¥ 2 700

Énergie nucléaire aujourd'hui (L') (2003)

ISBN 92-64-20328-0

Prix : € 21 US\$ 24 GBP 14 ¥ 2 700

Cycle du combustible nucléaire (Le) (2002)

Aspects économiques, environnementaux et sociaux

ISBN 92-64-29664-6

Prix : € 37 US\$ 33 GBP 23 ¥ 3 700

Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation (2003)

Proceedings of the Seventh Information Exchange Meeting, Jeju, Republic of Korea, 14-16 October 2002

ISBN 92-64-02125-6

Gratuit : versions papier ou web.

Possible Implications of Draft ICRP Recommendations (2003)

ISBN 92-64-02131-0

Gratuit : versions papier ou web.

Accelerator-driven Systems (ADS) and Fast Reactors (FR) in advanced Nuclear Fuel Cycles (2002)

A Comparative Study

ISBN 92-64-18482-1

Gratuit : versions papier ou web.

Externalities and Energy Policy: The Life Cycle Analysis Approach (2002)

Workshop Proceedings, Paris, France, 15-16 November 2001

ISBN 92-64-18481-3

Gratuit : versions papier ou web.

Énergie nucléaire et le Protocole de Kyoto (L') (2002)

ISBN 92-64-28486-9

Gratuit : versions papier ou web.

Société et énergie nucléaire : vers une meilleure compréhension (2002)

ISBN 92-64-28494-X

Gratuit : versions papier ou web.

Bon de commande au dos.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE