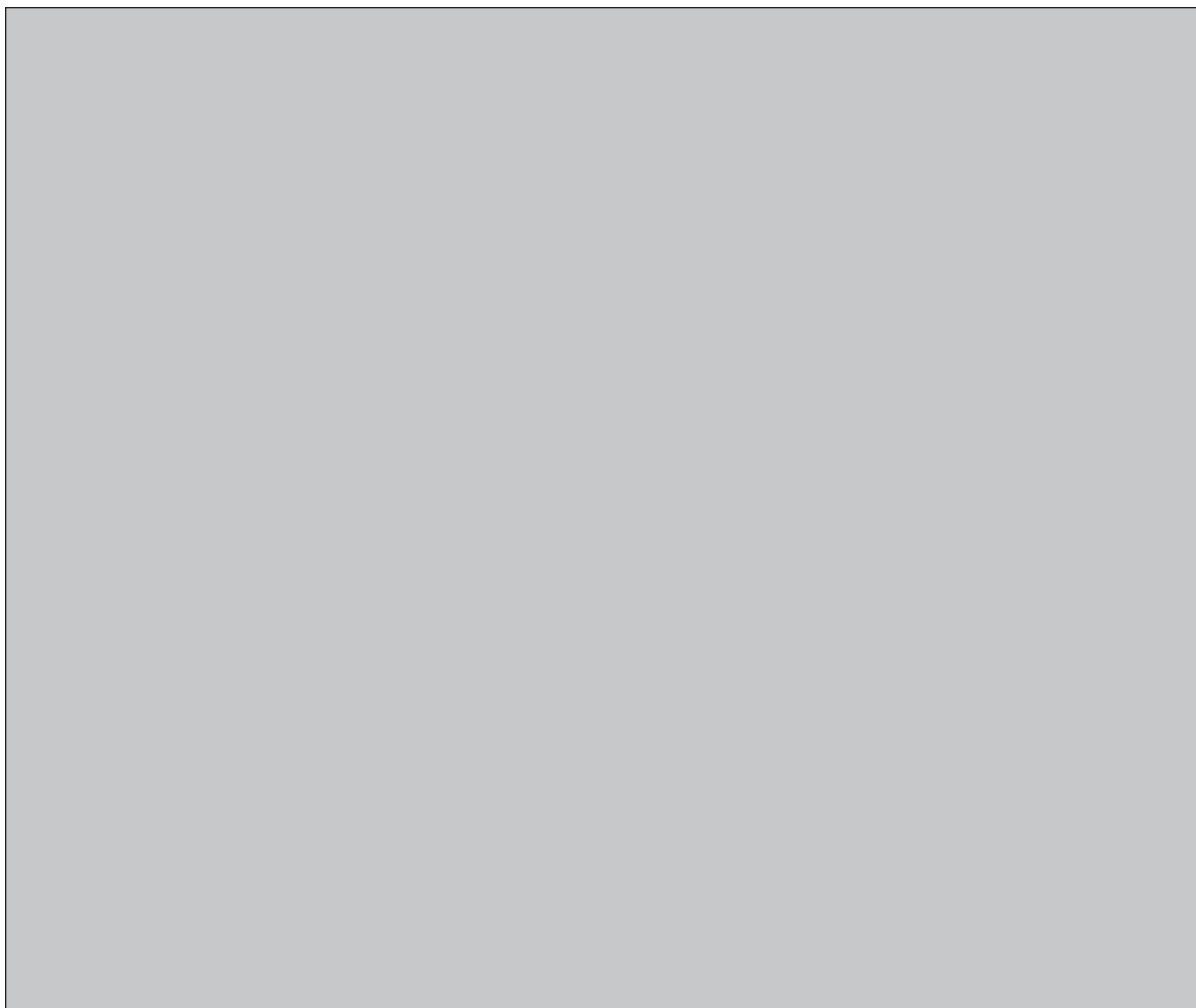


DOCUMENTATION POUR LA SGDN**1. CONCEPTS DIRECTEURS****1-2 LA DÉMARCHE PRUDENTE DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES**

Andy Sterling
Université de Susse



Documentation pour la SGDN

La SGDN a commandé une série de rapports présentant des concepts et de l'information contextuelle concernant l'état des connaissances sur divers sujets reliés à la gestion des déchets nucléaires. Le but de ce rapport est de fournir des données pouvant servir à définir des avenues possibles pour la gestion à long terme du combustible nucléaire usé et d'apporter une contribution à un dialogue éclairé avec le public en général et avec les différents intervenants. Les documents présentement disponibles sont affichés sur le site Internet de la SGDN. D'autres rapports pourraient être commandés.

Les sujets traités dans les différents rapports peuvent être classés sous les titres généraux suivants:

1. Concepts directeurs

Cette série décrit des concepts clés qui peuvent aider à établir un dialogue éclairé avec le public et avec d'autres intervenants sur la question de la gestion des déchets radioactifs. On y retrouve des descriptions de points de vue sur les risques, la sécurité, la démarche prudente, la gestion adaptive, les connaissances traditionnelles et le développement durable.

2. Aspects sociaux et éthiques

Cette série de documents met de l'avant certains aspects sociaux et éthiques de la gestion des déchets radioactifs. On y retrouve des documents d'information préparés pour des tables rondes.

3. Santé et sécurité

Fournissent des renseignements sur l'état des recherches pertinentes, des techniques, des normes et des procédures visant à réduire les risques radiologiques et de sécurité reliés à la gestion des déchets radioactifs.

4. Sciences et environnement

Fournissent de l'information sur les processus d'écosystèmes et les questions de protection de l'environnement. Comprennent des descriptions des efforts déployés ainsi que de l'état des recherches concernant nos connaissances sur la biosphère et la géosphère.

5. Facteurs économiques

Donnent de l'information sur les facteurs économiques et des besoins financiers en vue de la gestion à long terme du combustible nucléaire irradié.

6. Méthodes techniques

Ces documents donnent une description générale des trois méthodes de gestion à long terme du combustible nucléaire usé, telles que définies dans la Loi sur les déchets de combustible nucléaire, ainsi que d'autres méthodes possibles, et des exigences pour les systèmes qui leur sont reliés.

7. Institutions et réglementation

Décrivent les exigences légales, administratives et institutionnelles qui peuvent s'appliquer à la gestion à long terme du combustible nucléaire usé au Canada, y compris les lois, règlements, lignes directrices, protocoles, directives, énoncés de politique et procédures des différents niveaux de juridiction.

Déni

Ce rapport ne représente pas nécessairement le point de vue ou l'opinion de la Société de gestion des déchets nucléaires, ou de ses directeurs, administrateurs, employés et agents (la "SGDN") et, à moins d'indication contraire précise, n'est mis à la disposition du public par la SGDN que pour information. Le contenu de ce rapport représente le point de vue des auteurs, qui sont seuls responsables des textes et de ses conclusions, de même que de l'exactitude des données utilisées pour son élaboration. La SGDN n'offre aucune garantie, explicite ou implicite, ni n'accepte une responsabilité légale quant à l'exactitude, le caractère complet ou l'utilité de toute information révélée et ne prétend pas que son utilisation n'enfreindra pas de droits de propriété. Toute référence à un produit, procédé ou service commercial sous son appellation commerciale, marque de commerce ou nom du manufacturier ne constitue ni ne laisse supposer une acceptation, une recommandation ou une référence de la part de la SGDN.

Un document sur LA DÉMARCHE PRUDENTE DANS L'ÉVALUATION DES RISQUES

Andy Stirling, SPRU, Université de Sussex, Royaume-Uni
5 septembre 2003

1 PERSPECTIVES SUR LA DÉMARCHE PRUDENTE

Le « principe de la démarche prudente » devient de plus en plus une caractéristique importante du débat concernant les menaces contre l'environnement et la santé et des lois nationales et internationales sur cette question¹. Bien que sujette à diverses définitions et interprétations, l'essence de « la démarche prudente » dans la réglementation sur les risques réside dans l'attribution d'un plus grand bénéfice du doute à l'environnement et à la santé publique qu'aux activités qui peuvent les menacer.

Il existe une abondante littérature ayant trait à l'historique légal détaillé du principe de la démarche prudente². Pour ce qui est de ses origines générales dans le débat concernant l'environnement toutefois, la notion de prudence incarne ou se rapporte à une série de thèmes plus diffus. Ceux-ci comprennent les préceptes que « mieux vaut prévenir que guérir³ », que les effets irréversibles doivent être évités⁴ et que l'intérêt des générations à venir doit être respecté⁵. En termes d'implications pour l'évaluation réglementaire, la prudence met l'accent sur la complexité, la variabilité, et la vulnérabilité du monde naturel. Ce qui implique une plus grande part d'humilité face à la connaissance scientifique que ce qu'implique l'évaluation conventionnelle des risques. Plutôt que de se guider sur une base de cas par cas, la portée de l'évaluation est étendue de façon à inclure le pour et le contre d'une variété d'alternatives⁶ et s'attarde aux systèmes de production pris dans leur ensemble⁷. Ceci permet l'identification d'options faisant état à la fois de coûts de risques moindres (un principe de substitution⁸ des stratégies « à l'épreuve du regret »⁹). Dans ce processus, la prudence implique la mise en priorité des droits de ceux qui peuvent être affectés défavorablement (par exemple en déplaçant le fardeau de la preuve¹⁰). Elle reconnaît la valeur intrinsèque de la vie non humaine (une "éthique biocentrique"¹¹). Bref, la démarche prudente implique l'adoption de perspectives holistiques, intégrant un plus grand nombre de points de vue à long terme à l'évaluation légale¹².

¹ O'Riordan et Cameron, 1994; Fisher et Harding 1999; Raffensberger et Tickner, 1999; O'Riordan et Jordan, 2001; EEA, 2001

² Hey, 1991; O'Riordan et Cameron, 1994; Boehmer-Christiansen, 1994; Fisher et Harding, 1999

³ Tickner 1998

⁴ Jackson et Taylor, 1992

⁵ Jackson et Taylor, 1992; Dovers et Handmer 1995

⁶ O'Brien, 2000

⁷ Ashford, 1991

⁸ Tickner 1998

⁹ Dovers et Handmer, 1995

¹⁰ Raffensberger et Tickner, 1999

¹¹ O'Riordan et Cameron, 1994

¹² Stirling, 1999

Chacun de ces thèmes sera passé en revue de façon détaillée dans ce document, en prêtant une attention particulière aux conséquences pour l'évaluation des différentes options politiques pour la gestion de déchets radioactifs. Pour le moment il suffit de noter que les conséquences du « principe de prudence » vont bien au-delà des énoncés formels en apparence simples du « Principe de prévention » lui-même. Ici, l'exposition classique et la plus reconnue globalement se trouve dans le Principe 15 de la Déclaration sur l'environnement et le développement de Rio de 1992 qui stipule que : « ...*Là où il y a menace de dommages sérieux et irréversibles, l'insuffisance de certitude scientifique ne servira certainement pas de prétexte à remettre à plus tard des mesures ayant un bon rapport coût-performance pour prévenir la dégradation de l'environnement*¹³. »

Ce discours est la synthèse éloquente d'un ensemble d'idées très complexe. Mais, à prime abord, cela soulève un certain nombre de questions importantes. En vertu de l'énoncé de prudence cité plus haut, par exemple, quel seuil de vraisemblance est compris dans la notion de « menace »? Quels sont les critères de « sérieux » et d'« irréversible »? Par quels moyens et sous quelle autorité peut-on juger du degré de « certitude scientifique »? Quelle est la mesure appropriée du « coût », et qui en assume les frais? À quelle aune mesurer l'efficacité? Ce type de question est soulevé à un point tel dans certains milieux que cela limite la mise en application pratique de la démarche prudente¹⁴. Étant donné l'importance des thèmes de l'incertitude et du caractère irréversible inhérent ainsi que la difficulté de l'évaluation des coûts sur des périodes de temps très longues, les défis sont particulièrement évidents dans la gestion des déchets radioactifs¹⁵. Comme de fait, ce type de préoccupation donne souvent lieu à des critiques virulentes de la prudence mettant l'accent sur le contraste hautement défavorable avec ce qui tient lieu de procédures « s'appuyant sur la science » pour l'évaluation conventionnelle probabiliste des risques¹⁶.

S'inspirant d'un certain nombre d'études conceptuelles¹⁷, empiriques¹⁸ et d'orientation politique¹⁹ antérieures, ce document examinera d'abord à quel point les difficultés que nous venons de mentionner se limitent réellement à la démarche prudente et jusqu'à quel point ils sont des défis génériques pour l'évaluation des risques. Ceci permettra de se faire un jugement sur la prétention au statut de « science valable » en ce qui a trait à la démarche prudente en comparaison avec l'évaluation conventionnelle des risques. La plus grande partie du document se préoccupe ensuite de passer en revue les implications plus concrètes de la prévention pour le travail pratique de l'évaluation réglementaire. Il se conclut avec une série de questions spécifiques qui se posent pour la réglementation des risques dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs.

¹³ UNCED, 1992; principe 15

¹⁴ Morris, 2000

¹⁵ NRC, 2001

¹⁶ Byrd et Cothorn, 2000

¹⁷ Stirling, 1999

¹⁸ EEA, 2001

¹⁹ Renn et al, 2003

2 RISQUE, SCIENCE ET PRUDENCE

L'étendue et la complexité des risques

Le risque est un concept complexe. Même dans la description la plus pointue des approches quantitatives, il est entendu que le risque est fonction d'au moins deux variables – la *vraisemblance* d'un impact, et son ampleur. Toutefois, il est très rare qu'une série d'options technologiques, politiques ou d'investissements ne présente qu'une seule forme de danger. Normalement, la description des risques associés avec n'importe quelle option individuelle requiert qu'on considère une grande variété de risques disparates. Dans le domaine de l'énergie par exemple, les diverses formes de risque comprennent l'émission de gaz à effet de serre, les déchets radioactifs, les métaux lourds, les polluants organiques persistants, l'érosion du sol, les décharges thermiques, le bruit ambiant, les perturbations écologiques ou l'intrusion esthétique dans un paysage^{20 21}. De même, dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs, diverses formes de risques se présentent lors de l'excavation, au moment de la construction, dans le transport des matériaux, la possibilité de sabotage ou d'action terroriste, les incendies, ou une explosion, ou encore la lixiviation dans les eaux souterraines, l'avènement d'une ère glaciaire ou une perturbation géologique ou une intrusion involontaire après une longue période de temps²². Chacun de ces risques se manifeste de façon différente, avec des connotations physiques, biologiques, sociales et culturelles différentes.

Dans l'évaluation réglementaire la solution conventionnelle est d'identifier une seule mesure importante de performance et chercher à mesurer tous les divers aspects des risques en appliquant cette mesure. L'unité de mesure choisie dans l'évaluation conventionnelle des risques est souvent le taux de mortalité humaine, bien que le taux de morbidité soit quelquefois inclus. Dans certains domaines, les techniques d'analyse du rapport coût-bénéfice sont utilisées pour en arriver à une unité de mesure monétaire qu'on applique à des champs d'impact plus larges pour en arriver à les comparer avec les bénéfices. En procédant ainsi, on espère que la multiplicité des grandeurs de risque puisse à des fins pratiques se réduire à une seule mesure, simplifiant en apparence le processus d'évaluation. Ce processus de réduction est un élément essentiel de ce qu'on appelle quelquefois la démarche « scientifique » de l'évaluation réglementaire des risques²³.

Bien sûr, une conséquence importante de cette réduction artificielle de la pleine diversité des dangers est qu'on omet de prendre en considération plusieurs classes d'effets. Par exemple, il est clair que seule une minorité des types de risques reliés à l'énergie mentionnés précédemment peuvent s'évaluer de façon significative en termes de mortalité, de morbidité ou en mesure monétaire. De plus, même en s'en tenant au seul aspect de la santé humaine, le risque est en soi un concept multidimensionnel. Par exemple, les expositions aux risques sont-elles volontaires ou contrôlables? Sont-elles manifestes comme la maladie, les blessures et la mort? Jusqu'à quel point les dangers sont-ils familiers pour les personnes exposées? Combien faut-il de temps pour saisir le danger et jusqu'à quel point la source du danger peut-elle être réversible une fois qu'elle

²⁰ Holdren, 1982

²¹ Stirling, 1997b

²² NRC, 2001

²³ Byrd et Cothorn, 2000

est identifiée? Jusqu'à quel point les dangers sont-ils concentrés en quelques événements importants ou dispersés en plusieurs petits incidents de routine? Comment sont-ils répartis dans l'espace, le temps et la société? Les taux de mortalité et de morbidité ne permettent pas de prendre en compte ces caractéristiques importantes.

De plus, une perspective plus large pour l'évaluation des approches réglementaires divergentes dépend des caractéristiques du processus d'évaluation lui-même^{24 25 26 27}. L'évaluation doit-elle tenir compte des questions sociales, économiques, culturelles, et éthiques autant que des questions environnementales et de santé? Même en s'en tenant aux facteurs physiques, définis de façon plus pointue, jusqu'à quel point l'évaluation doit-elle tenir compte du potentiel additif, cumulatif, synergétique et indirect de leurs effets sur des risques environnementaux et de santé? À combien d'alternatives potentielles chaque option politique et technologique doit-elle se comparer dans l'évaluation? Doit-on limiter notre attention simplement à la mise en œuvre des options politiques et technologiques, ou l'étendre au développement, aux procédures, à la fermeture et l'évacuation, en plus des divers intrants (tels que l'énergie et les matériaux) et aux risques associés à chaque étape? Jusqu'à quel point les bénéfices relatifs des différentes options peuvent-ils être pris en considération dans l'évaluation de manière à ce qu'ils puissent être comparés aux risques et dangers qui y sont associés?

Dans un monde idéal, la réponse appropriée à des facteurs tels que ceux-ci est facile à déterminer. Toutes autres choses étant égales, l'évaluation réglementaire des risques doit être *complète* pour ce qui a trait aux différentes classes et dimensions des risques et des bénéfices et exhaustive pour ce qui a trait au divers choix politiques. Toutefois, par elles-mêmes, de telles aspirations ne fournissent que des directives assez libres dans la mise en œuvre pratique de la réglementation sur les risques. De plus, même là où l'évaluation est la plus complète et exhaustive dans un sens hypothétique, il reste le problème de savoir comment encadrer les différents aspects des risques et comment les hiérarchiser pour fins d'analyse. Par exemple, quelle priorité doit-on accorder aux différents effets tels que la toxicité, le caractère cancérigène ou allergène, la sécurité au travail, la biodiversité et l'intégrité écologique? Comment accorder l'importance adéquate à chacun des différents impacts sur les différents groupes, tels que les travailleurs, les enfants, les femmes enceintes ou qui allaitent, les générations à venir, les communautés désavantagées, les étrangers et ceux qui ne profitent pas de la technologie en question? Et que penser des animaux, des plantes et des communautés écologiques prises comme entités de plein droit? Même là où les objectifs de complétude et d'exhaustivité seraient entièrement réalisables, ils ne régleraient pas la question de l'encadrement et de la mise en priorité. Le problème est, à l'intérieur des limites de la réalité positive, qu'aucun ensemble de suppositions ou de priorités ne peut se réclamer d'être exceptionnellement rationnel, complet ou exhaustif.

C'est ici que nous abordons un dilemme classique et bien connu dans le domaine de la théorie du choix rationnel qui sous-tend l'évaluation « scientifique » des risques. C'est une leçon que semblent avoir oubliée ceux qui prétendent que la restrictive somme des techniques quantitatives suffit comme base d'une « science valable ». Car il n'existe aucune discipline technique, que ce

²⁴ Shrader-Frechette, 1990

²⁵ O'Brien, 2000

²⁶ Wynne, 1987

²⁷ Ashford, 1999 : 198-206.

soit l'économie, l'analyse du processus de décision, ou l'évaluation des risques elle-même, qui ait développé une méthode définitive d'aborder le problème de comparer « les pommes et les oranges ». Même les plus optimistes protagonistes du choix rationnel reconnaissent qu'il n'y a pas de façon efficace de comparer l'intensité des préférences manifestées par différents individus ou groupes sociaux²⁸. En effet, même là où les choix sociaux sont abordés simplement en termes relatifs, l'économiste Kenneth Arrow doit son prix Nobel à la démonstration formelle qu'il est *impossible* de combiner l'ordre des préférences de façon définitive dans une société pluraliste.²⁹

Dit plus simplement, « il faut de tout pour faire un monde ». Les différentes communautés culturelles, entités politiques ou intérêts économiques se distinguent dans leurs façons de qualifier les divers aspects des risques pour l'environnement et pour la santé et y attachent des degrés d'importance différents. Cela se traduit en des « hypothèses d'encadrement » différentes – mais également raisonnables – dans l'évaluation quantitative formelle. À l'intérieur des limites de l'information disponible et des discours sociaux pluralistes, il existe de la place pour des interprétations divergentes. Il n'existe aucun ensemble de valeurs ou d'encadrements qui puisse se prétendre plus « rationnel » ou « mieux informé » qu'un autre.

Bien que ce soit rarement reconnu, les preuves abondent dans les sens d'une « ambiguïté » intrinsèque dans la caractérisation « scientifique » des risques dans les domaines tels que la sécurité alimentaire, l'impact du transport, les dangers chimiques et industriels et les techniques de modification génétique. La case 1 illustre ce phénomène dans ce qui pourrait être le domaine le plus intensif, élaboré et mature de l'application réglementaire des techniques d'évaluation des risques : le secteur énergétique. Cette case résume les résultats obtenus dans 63 évaluations des risques à grande échelle pour huit technologies énergétiques différentes au cours des deux dernières décennies. Les effets sur la santé et l'environnement sont qualifiés, en utilisant les techniques de l'analyse « coût-bénéfice », comme des « coûts externes » monétaires exprimés en standards d'unité de production d'électricité pour chaque option technologique.³⁰ Bien que les études prises individuellement expriment leurs résultats avec un très haut degré de précision, les résultats pour chacune des technologies varient de plusieurs ordres de grandeur.

Les chevauchements sont si importants entre les gammes obtenues pour les différentes technologies que non seulement les valeurs absolues, mais même l'ordre relatif des options, demeurent intrinsèquement ambigus.

Ce tableau – reproduit dans pratiquement tous les domaines où les techniques d'évaluation des risques sont appliquées – illustre l'importance pratique des difficultés théoriques des notions d'évaluation « scientifique » à prescription définitive. C'est une question de rationalité dans le domaine de l'évaluation des risques qu'*il ne puisse y avoir de solution analytique pour l'étendue, la complexité et l'intrinsèque subjectivité des risques environnementaux et de santé*. La réponse obtenue dépend grandement de l'ensemble particulier d'hypothèses privilégiées dans l'analyse. La notion qu'il puisse y avoir une seule prescription « scientifique » dans l'évaluation

²⁸ Bezimbinder, 1989

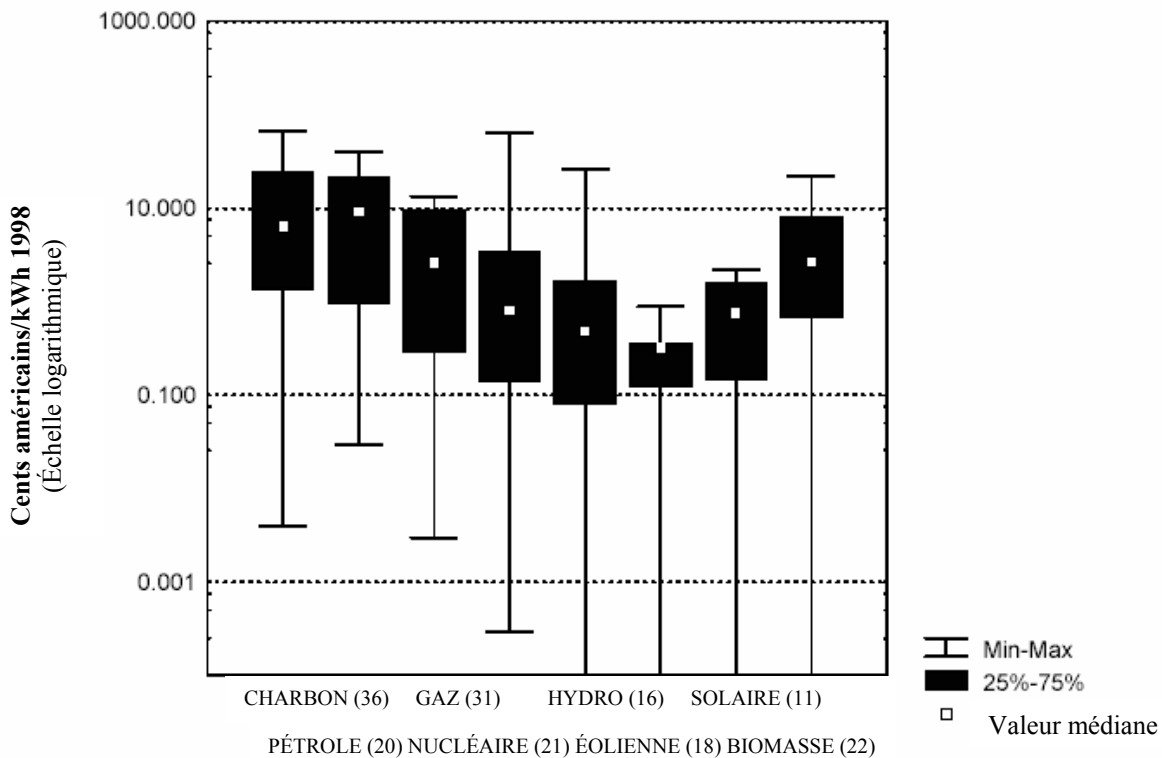
²⁹ Arrow, 1963.

³⁰ Une version antérieure de ce type d'analyse est donnée dans Stirling (1997). Le présent diagramme est tiré d'une version plus récente et étendue de l'analyse dans Sundquist et Soderholm (2002).

réglementaire des risques n'est pas seulement naïve et trompeuse, c'est une contradiction dans les termes.

Case 1 : Ambiguïté dans l'ordre des options pour l'évaluation des risques

(résultats de 63 études détaillées des risques globaux reliés à 8 options différentes de production d'électricité)



Tiré de : Sundquist et Söderholm (2002)

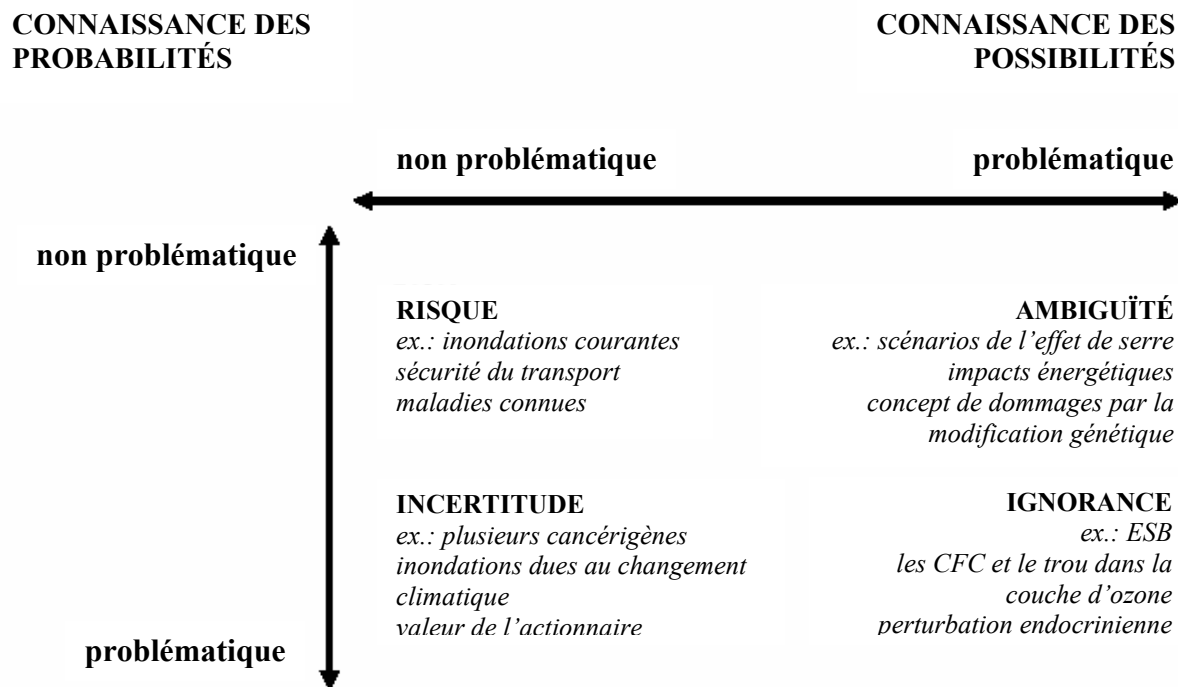
Les degrés d'incertitude

Au-delà des questions de choix rationnel, une nouvelle série de difficultés insurmontables réside dans les aspirations (ou prétentions) à la « science valable » dans l'évaluation des risques. Jusqu'ici, nous n'avons considéré que les questions associées aux ambiguïtés dans la caractérisation de l'aspect « ampleur » des risques. Qu'en est-il des *probabilités*? Ici nous abordons de nouvelles et profondes limites de l'applicabilité et de la solidité des approches probabilistes qui sont sérieusement négligées dans l'évaluation réglementaire conventionnelle dont nous avons déjà discuté concernant la comparaison des grandeurs.

En économie et analyse des décisions, la définition formelle bien établie de *risque* veut que ce soit une condition qui rende possible à la fois de définir un ensemble détaillé de toutes les conséquences possibles *et* de résoudre un ensemble discret de probabilités (ou une fonction de

densité) à travers la diversité des résultats. Ceci est illustré dans le coin supérieur gauche du diagramme de la case 2. Voici le domaine au sein duquel les diverses techniques probabilistes d'évaluation des risques sont applicables, permettant (en théorie) une pleine caractérisation et une mise en ordre des différentes options sous évaluation. De telles suppositions peuvent se trouver bien justifiées dans les domaines où les modèles théoriques sont solides, ou là où il existe des données empiriques bien documentées ayant trait aux circonstances pertinentes. Ce peut être le cas, par exemple, de certains problèmes de sécurité du transport ou dans l'épidémiologie de certaines maladies bien connues. Bien sûr, il existe une foule de questions reliées à la mise en œuvre particulière des méthodes basées sur les risques (telles que celles qui ont trait à la distinction entre la conception probabiliste « fréquentiste » et « Bayésienne »)³¹. Mais aucune de ces questions ne modifie la définition formelle du concept de risque fondée sur l'applicabilité de la théorie probabiliste.

Case 2 : Définitions formelles du risque, de l'incertitude, de l'ambiguïté et de l'ignorance



Au sens strict, le terme *incertitude*, en comparaison, s'applique à la situation où on est sûr du caractère entier de l'ensemble des résultats, mais où il est reconnu qu'il n'existe pas de base théorique ou empirique qui nous permette d'avoir l'assurance de ces résultats. Ceci est illustré dans la partie inférieure gauche de la case 2. Dans ce cas, le recours analytique est moins bien développé, et la sensibilité et l'analyse des scénarios sont les meilleures qu'on puisse gérer habituellement³². Les exemples d'une telle situation abondent là où la mesure des dommages n'est pas problématique ou ne mérite pas d'être discutée mais où la base théorique et empirique

³¹ Stirling, 2003

³² Funtowicz et Ravetz, 1990

pour l'évaluation des risques peut être incomplète. Par exemple, dans le cas de pathogènes émergents, l'incidence possible se trouve dans l'échelle discrète de la fréquence de mortalité, mais la compréhension empirique ou théorique ne permettra pas la définition d'une fonction de la densité de la probabilité à cette échelle. Ainsi, la prise de décision d'entreprise et plus largement commerciale se réduit souvent, dans les faits, à des questions de profit ou de la valeur pour l'actionnaire sur une simple échelle monétaire, bien que la complexité de l'environnement opérationnel milite contre une assignation assurée de diverses probabilités aux divers échelons.

Dans de telles conditions d'incertitude, c'est simplement la vraisemblance d'une série bien connue de résultats qui est problématique. Conséquemment, bien que les diverses options sous évaluation puissent être caractérisées généralement, elles ne peuvent être échelonnées en termes relatifs.

A la fois le risque et l'incertitude, donc (dans l'usage strict de ces termes) requièrent que les divers résultats possibles puissent être clairement caractérisés et sujets à être mesurés. Les problèmes avec de telles suppositions ont déjà été expliqués dans la section précédente. L'aspect multidimensionnel, la complexité et la perspective de ces diverses formes de risques environnementaux et les diverses façons de les encadrer et de les mettre en ordre de priorité, peuvent trop facilement rendre *ambiguë* la caractérisation définitive des résultats possibles eux-mêmes^{33 34}. Cela peut être le cas même là où il y a une relativement bonne assurance qu'il est vraisemblable qu'il y aura au moins une forme d'impact qui aura lieu. Cette condition d'*ambiguïté* est illustrée dans le coin supérieur droit de la case 2. Au-delà du cas des impacts énergétiques montrés dans la case 1, d'autres exemples d'*ambiguïté* résident dans les hypothèses institutionnelles concernant la réglementation sur la salubrité des aliments, la sélection des catégories de dangers et vecteurs dans l'évaluation des risques chimiques et dans la définition du « dommage environnemental » dans la réglementation des organismes génétiquement modifiés. Le domaine de la gestion des déchets nucléaires ne manque certainement pas de telles ambiguïtés donnant lieu à des points de vue opposés sur des questions telles que l'équilibre entre l'exposition du public et l'exposition des travailleurs, les rayonnements ionisants et d'autres sources de risque, de même que l'équité intergénérationnelle, l'éthique de répartition dans la sélection d'un site et la légitimité d'inclure la mise hors service de l'énergie nucléaire comme solution à la gestion des déchets.

Là où les difficultés de l'*ambiguïté* s'ajoutent aux problèmes d'incertitude et sont compliqués par la perspective que certains facteurs saillants puissent simplement être inconnus, nous faisons face à une condition formellement définie comme étant l'*ignorance* (coin inférieur droit de la case 2)³⁵. Cela s'applique aux circonstances où non seulement il n'y a pas de base pour assigner des probabilités (comme c'est le cas pour l'incertitude), mais où la définition d'un ensemble complet de conséquences fait aussi problème. Bref, la reconnaissance de la condition d'ignorance, c'est aussi la reconnaissance de la possibilité de surprises. Dans de telles circonstances, il n'est pas seulement impossible de mettre en ordre les différentes options, mais même la caractérisation complète des options est difficile. Dans un état d'ignorance (pris dans ce sens strict), il y a toujours la possibilité qu'il y ait des effets (conséquences), qui aient été complètement ignorés.

³³ Des aspects de ceci sont appelés « indeterminacy » (caractère indéterminé) dans Wynne (1992)

³⁴ Stirling, 2003

³⁵ Loasby, 1976; Smithson, 1989; Wynne, 1992

Des exemples passés de l'importance de cette condition peuvent être pris dans des cas bien connus tels la détérioration de l'ozone dans la stratosphère due aux fluorures de carbone, les liens entre l'encéphalopathie spongiforme bovine et la variante de la maladie de Creutzfeld-Jakob chez les humains ainsi que l'émergence de la reconnaissance du mécanisme de perturbation endocrinienne dans la réglementation des produits chimiques. Ce sont des exemples où le problème ne réside pas tant dans la détermination des vraisemblances, que dans l'anticipation des possibilités elles-mêmes. À des moments importants de leur historique réglementaire, ce furent des surprises !

Il est tout à fait normal, même dans les entretiens entre spécialistes, que l'étendue aussi bien que la profondeur de telles questions soient réduites simplement au concept de « risque » (et quelquefois d'« incertitude ») sous-estimant ainsi sérieusement les difficultés implicites. Afin d'éviter la confusion entre les définitions strictes des termes « risque » et « incertitude », tels que nous les utilisons ici, et l'usage plus familier, le terme « incertitude » peut être employé dans un sens plus large pour inclure les quatre conditions subsumées³⁶. Peu importe, il n'est pas difficile de voir que ce sont les concepts formels d'ignorance, d'ambiguïté et d'incertitude – plutôt que simplement le risque – qui décrivent le mieux les caractéristiques saillantes de la prise de décision réglementaire dans des domaines tels que les technologies énergétiques, les produits chimiques toxiques, les organismes modifiés génétiquement et dans des aspects importants de la gestion des déchets radioactifs. Le point le plus important est que les problèmes insolubles d'incertitude, d'ambiguïté et d'ignorance sont envisagés de façon routinière dans l'évaluation réglementaire en ayant recours simplement aux techniques probabilistes d'évaluation des risques. Ce traitement de l'incertitude et de l'ignorance comme s'ils n'étaient que du risque revient en somme à ce que l'économiste Hayek appelait (dans son discours d'acceptation de prix Nobel) « prétention à la connaissance »³⁷. Loin de faire preuve de respect pour la science dans l'évaluation réglementaire, cette simplification scientifique revient à ignorer et miner les principes scientifiques sur lesquels l'évaluation des risques doit supposément se fonder. Compte tenu de l'inapplicabilité – dans leurs propres termes – des techniques probabilistes pour l'incertitude, l'ambiguïté et l'ignorance, il s'agit d'une erreur sérieuse et remarquable. Les contradictions internes dans l'aspiration à une approche « scientifique » reposant sur l'évaluation quantitative des risques, déjà notées dans la dernière section, sont d'autant plus soulignées et renforcées.

Comment se fait-il que la recherche (et la prétention de recherche) de l'autorité définitive des démarches « scientifiques » continue d'être si prédominante dans l'évaluation des risques? Il semble que l'élégance et la facilité du calcul probabiliste dans l'évaluation des risques ont eu l'effet de séduire plusieurs analystes et leurs commanditaires. Voilà qui est à la fois compréhensible et curieux. Malgré le caractère insoluble de la condition d'ignorance, il ne manque pas d'alternatives opérationnelles, tactiques et stratégiques à la confiance en ces méthodes probabilistes. En effet, c'est en reconnaissant l'insuffisance de l'évaluation des risques pour les cas d'incertitude, d'ambiguïté et d'ignorance que nous trouvons la justification réelle et impérieuse de l'adoption des nouvelles approches « prudentes ». Il ne s'agit pas de prétendre nécessairement que l'approche prudente résout définitivement ces difficultés. L'approche

³⁶ Stirling, 1998a

³⁷ von Hayek. 1978

prudente propose au moins de reconnaître les problèmes, rend les implications plus explicites et propose ainsi une base plus vigoureuse pour la prise de décision dans la gestion des risques.

3 ÉLÉMENTS CLÉS DE LA DÉMARCHE PRUDENTE.

Être plus humble face au rôle et au potentiel de la science

Une façon de résumer les implications générales de la démarche prudente, c'est qu'il s'agit de la reconnaissance et de la réponse aux difficultés intrinsèques des vues « scientifiques » étroites de l'évaluation des risques examinées dans la section précédente. En un mot comme en mille, la prudence se veut plus humble concernant le rôle et le potentiel de la science dans l'évaluation des politiques. Ce thème sera développé dans la discussion qui suit en explorant une série de méthodes par lesquelles le processus d'évaluation peut être élargi au-delà des limites de l'évaluation conventionnelle des risques, afin de prendre en compte les divers éléments des difficultés discutées plus tôt. Des exemples seront donnés des démarches conventionnelles de la « science valable » dans d'autres domaines de la réglementation environnementale, afin d'illustrer plus clairement les implications concrètes pour la gestion des déchets radioactifs.

Cela étant dit, il doit être stipulé dès le départ qu'aucun élément de cette discussion ne doit être compris de manière à miner ou diminuer le rôle fondamental de l'expertise scientifique dans l'évaluation des risques. Les preuves techniques et l'analyse scientifique demeurent absolument essentielles. Plutôt, dans la démarche prudente, l'analyse scientifique est vue comme *nécessaire* plutôt que *suffisante* comme base pour des choix politiques efficaces. Comme Winston Churchill est réputé l'avoir fait remarquer « science should be on tap, not on top »³⁸ (la science devrait être à notre disposition et non l'inverse). C'est aussi vrai dans la gestion des déchets radioactifs qu'ailleurs.

Plusieurs implications pratiques découlent de cette injonction plutôt prudente et abstraite à une plus grande humilité quant au rôle de la science. Bien que certaines implications aient des répercussions très étendues par rapport aux procédures et aux institutions, d'autres se rapportent plus à la pratique scientifique de l'évaluation elle-même. L'une d'entre elles concerne la précision et l'assurance avec lesquelles les résultats de l'évaluation sont présentés. Tel que discuté plus tôt, les résultats de l'évaluation quantitative experte des risques sont souvent exprimés avec un haut degré de précision, sous-estimant quelquefois les maintes sources d'incertitude, d'ambiguïté et d'ignorance (dans le sens discuté dans la section précédente).

L'historique de la réglementation environnementale fournit plusieurs exemples où l'impression d'une connaissance complète et définitive a été cause de vulnérabilité face à la surprise. Ce fut le cas, par exemple, des effets des chlorofluorocarbures sur l'ozone de la stratosphère³⁹, les effets intergénérationnels sur la santé du produit pharmaceutique diethylstilbestrol⁴⁰ ou les effets écologiques de l'agent « antisalissure » tributyltin sur la faune marine⁴¹. Dans ces cas comme dans plusieurs autres⁴², une plus grande prudence quant à la solidité de la connaissance disponible aurait pu permettre de reconnaître les problèmes afférents. La question de la gestion des déchets radioactifs est aussi caractérisée par une dépendance aux modèles probabilistes qui s'exprime

³⁸ Lindsay, 1995

³⁹ Farman, 2001

⁴⁰ Ibarreta et Swan, 2001

⁴¹ Santillo, et al, 2001

⁴² Gee, et al, 2001

souvent par des énoncés pleins d'assurance sur le comportement à très long terme de systèmes naturels ou aménagés⁴³. Ici, comme ailleurs, l'expérience incite à une plus grande humilité dans la précision et la confiance avec lesquelles les résultats sont exprimés.

D'autres implications pratiques d'une plus grande humilité portent davantage sur la substance que sur la présentation. Une de ces implications consiste à détourner notre attention des tentatives ambitieuses – mais quelquefois peu fiables – de quantifier les risques, en faveur d'une ambition plus modeste de caractériser les *dangers* sous-jacents. Dans le domaine des produits chimiques par exemple, il est de plus en plus reconnu que les dangers sérieux et irréversibles sont mieux abordés en termes de « propriétés intrinsèques » qualitatives (telles que les caractères cancérogènes et mutagènes et la toxicité reproductive), qu'en termes élaborés – mais quelquefois sérieusement trompeurs – basés sur la modélisation quantitative « dose-effet » ou en termes d'exposition⁴⁴. Ces sortes de propriétés intrinsèques deviennent particulièrement importantes quand elles sont associées à d'autres caractéristiques du danger relativement faciles à reconnaître ou du contexte, qui peuvent ajouter au caractère irréversible du danger. Les exemples comprennent des situations où la menace potentielle est persistante, très mobile ou sujette à la bioaccumulation⁴⁵. En bref, en se concentrant davantage sur ces sortes de propriétés intrinsèques (et moins sur la modélisation quantitative élaborée), l'évaluation réglementaire résiste mieux aux mauvaises surprises et devient d'autant plus solide face à l'ignorance. Dans un domaine tel que la gestion des déchets radioactifs, ceci implique tout un ensemble de choses – tant pour la sélection d'un site géologique que pour le choix entre différents concepts d'ingénierie.

Scruter le fardeau de la persuasion et les seuils d'argumentation

Cet éloignement de la préoccupation exclusive de modèles d'évaluation quantitative des risques et ce rapprochement avec une plus grande attention portée à la nature quantitative des dangers n'est qu'un seul aspect d'une approche plus délibérée et sophistiquée du traitement de la preuve scientifique dans l'évaluation prudente. En dépit de certaines exceptions notables⁴⁶, il y a une tendance dans l'évaluation réglementaire scientifique conventionnelle à adopter une supposition par défaut que l'activité ou le produit examiné est bénin. La tâche de l'évaluateur devient donc d'établir si cette supposition par défaut est fausse. Dans plusieurs domaines, on prend plus de soins à éviter les restrictions réglementaires erronées (« Erreurs de type I ») que les approbations erronées (« Erreurs de type II »)⁴⁷.

Dans le cas de décisions sur des options de gestion des déchets radioactifs et sur la sélection d'un site, toutefois, les grands enjeux économiques, les incertitudes techniques importantes, et la notoriété politique contredisent cette pratique normale. Que ce soit implicitement ou explicitement, le processus d'évaluation cherche à démontrer la sécurité, plutôt que le danger. En cela l'évaluation dans ce domaine peut se réclamer depuis plusieurs années d'un certain élément de prudence. Toutefois, cette situation est souvent vue comme la suite de réalités politiques

⁴³ Merkhofer et Keeney, 1987

⁴⁴ EC, 2001

⁴⁵ Herold et al, 2003

⁴⁶ Abraham et Lewis, 2000

⁴⁷ EEA, 2001

regrettables plutôt que la suite de considérations légitimes dans l'établissement de preuves et dans l'analyse scientifique⁴⁸.

Il existe habituellement une multitude de raisons rendant ce facteur important plus explicite⁴⁹. L'insistance relative à éviter les erreurs de Type I comparé aux erreurs de Type II n'est donc pas une question purement technique. Dans une démarche plus prudente vis-à-vis la gestion des déchets radioactifs, cette question gagnerait à être discutée plus souvent et de façon plus soutenue que ce n'est le cas présentement.

L'importance appropriée à éviter les erreurs de Type I et de Type II n'est qu'un élément parmi les implications générales de la prudence dans la réalisation d'une évaluation scientifique. Dans la plupart des domaines – surtout dans un domaine aussi disparate, complexe et incertain que la gestion des déchets radioactifs – la question de savoir exactement comment constituer une « preuve » ou une « falsification » peut s'avérer pratiquement insurmontable. Dans les faits, nous sommes plus souvent préoccupés par les processus sociaux indistincts et subjectifs de la dispute et de la persuasion que nous ne le sommes par les concepts analytiques apparemment plus solides et rapides tels que « le fardeau de la preuve »⁵⁰. Sur ce point donc, le déplacement de l'importance d'éviter les erreurs de Type I vers les erreurs de Type II, mentionné précédemment, peut être davantage vu comme un déplacement du « fardeau de persuasion » vers ceux qui ont intérêt à poursuivre l'activité, et moins vers ceux qui sont plus sceptiques⁵¹. Cette explication «procédure» permettrait de mieux saisir la nature indéfinie et semi-structurée du problème.

En plus de cette question de persuasion, la prudence attire notre attention sur un certain nombre d'autres questions commodément confondues comme aspects du « fardeau de la preuve ». Par exemple, « les niveaux de preuve » requis pour entreprendre des mesures de réduction du danger sont souvent beaucoup plus ambiguës qu'on ne le concède volontiers. En dehors des scénarios les plus formels, il n'existe aucune façon purement scientifique de définir ce qu'est un « niveau de preuve », ni de dire pourquoi un tel niveau est plus approprié qu'un autre. Et pourtant, comme le « fardeau de persuasion », cette question importante du « poids de la preuve » dans différents contextes demeure habituellement opaque et négligée dans la plupart des évaluations réglementaires. Dans la gestion des déchets nucléaires comme ailleurs, les attributs qualitatifs des différents dangers justifient habituellement des seuils d'argumentation plus exigeants que dans d'autres domaines. Dans une démarche plus prudente, nous ne présumerions pas qu'il s'agit d'une « donnée » scientifique et pour cela nous ne la laisserions pas enfouie au fond de l'analyse. Mais plutôt, il serait reconnu que la complexité et la subjectivité des questions en cause demandent que le poids approprié de telle preuve particulière soit matière à discussion et justification explicites.

Donner plus d'importance à la surveillance et à la recherche scientifique

Une troisième implication de l'injonction prudente à une plus grande humilité dans l'évaluation scientifique repose dans l'éloignement de la dépendance des modèles théoriques et des

⁴⁸ NRC, 2001

⁴⁹ NRC, 2001

⁵⁰ Fisher et Harding, 1999

⁵¹ EEA, 2001

expériences artificielles en laboratoire vers plus de recherche empirique sur le terrain et plus de surveillance. En mettant l'accent sur des mesures directes pour surveiller les effets réels sur la santé au travail, la santé du public ou la santé de l'écosystème, la démarche prudente propose une façon plus sensible aux dommages évidents dans le monde réel. Il y a une multitude de cas où il est démontré que ce genre de surveillance aurait permis d'éviter plus tôt ce qui allait devenir des impacts sérieux et reconnus sur la santé humaine ou l'environnement.

Parmi les exemples, mentionnons l'impact sur les travailleurs de l'amiante⁵² ou du benzène,⁵³ les effets environnementaux des biphényles polychlorés⁵⁴ ou l'usage routinier des antimicrobes dans la gestion du bétail et des animaux de basse-cour⁵⁵. De même, des efforts plus soutenus pourraient être faits dans la recherche sur les interrogations qui persistent dans notre compréhension de certains dangers particuliers. L'absence d'engagement dans des stratégies d'enquête scientifique a joué un rôle important, par exemple, dans l'exposition aux bonds inter-espèces de l'ESB⁵⁶. En augmentant la recherche scientifique et la surveillance de l'environnement et de la santé nous pouvons espérer réduire de façon importante notre exposition à l'incertitude et l'ignorance.

Certes, ces types de recherche et de surveillance peuvent être coûteuses. Leurs résultats peuvent être ambigus ou soulever plus de questions qu'ils ne donnent de réponses⁵⁷. De toute manière, cela soulève une troisième et dernière question qui est souvent perdue (avec le *fardeau de la persuasion* et le *poids de la preuve*) dans l'excuse floue du « fardeau de la preuve ». À qui revient-il de produire l'information nécessaire, sur la base de laquelle les différents fardeaux de persuasion ou poids de la preuve seront appliqués? Dans un cadre plus prudent, la responsabilité de *produire l'information* est déplacée de ceux qui sont inquiétés par la menace, ou la société en général, vers ceux qui ont des intérêts dans les produits ou activités qui engendrent la menace. Cela soulève des questions intéressantes sur l'historique du coût des recherches sur les diverses options de la gestion des déchets radioactifs et jusqu'à quel point ces coûts sont compris dans le prix de l'électricité générée de façon nucléaire.

A ce sujet, un éloignement de la modélisation théorique et des études en laboratoire vers la recherche sur le terrain et la surveillance présente un nouveau défi particulier. Dans les cas où les impacts possibles sont à la fois potentiellement graves, hautement incertains et irréversibles dans les faits, il y a une tension évidente dans l'injonction prudente à réglementer l'activité sur la base des propriétés intrinsèquement dangereuses elles-mêmes. Dans ce cas, la recherche sur le terrain et la surveillance elles-mêmes peuvent présenter une menace inacceptable. C'est une question clé par exemple dans le débat en Europe (mais non en Amérique du Nord) sur le rôle des essais sur le terrain dans l'évaluation des impacts à grande échelle des cultures génétiquement modifiées⁵⁸. C'est aussi un thème important dans les discussions politiques concernant l'autorisation d'installations géologiques pour la gestion à long terme des déchets radioactifs. Ici, une considération clé dans certains milieux a trait à savoir jusqu'à quel point l'autorisation

⁵² Gee et Greenberg, 2001

⁵³ Infante, 2001

⁵⁴ Koppe et Keys, 2001

⁵⁵ Edqvist et Pederson

⁵⁶ van Zwanenberg et Millstone, 2001

⁵⁷ Gilbertson, 2001

⁵⁸ AEBC, 2001

d'un site de recherche peut mener à un « embouteillage » du processus politique et institutionnel, impliquant un engagement antérieur envers une installation industrielle pleine échelle. Ces facteurs institutionnels et politiques sont évidemment compliqués là où l'évaluation des options de gestion des déchets radioactifs survient au moment où il y a déjà des déchets radioactifs en grandes quantités déjà accumulés, plutôt que précédant ces engagements.

Comparer les avantages et inconvénients des diverses options réglementaires

Par delà ces connotations spécifiques du rôle de la science, du traitement de la « preuve » et de l'importance de la recherche et de la surveillance, la prudence commande une série d'implications procédurales plus larges. Cela concerne le processus d'évaluation lui-même, qu'il soit mené par une organisation commerciale, une agence publique de réglementation ou un corps indépendant ou académique. Dans les faits, elles impliquent une série de dimensions différentes de l'« élargissement » du processus d'évaluation.

L'évaluation conventionnelle du risque, dans son jour le plus franc, implique une évaluation des effets indésirables possibles d'une activité ou d'un produit particulier, tels que présentés pour approbation réglementaire par un éventuel promoteur. La question est simplement de savoir si les risques présentés par ce produit particulier sont acceptables. Bien que ce ne soit pas explicité en général, le critère d'acceptation revient aux pratiques insuffisantes ou pires déjà tolérées. Comme il a déjà été mentionné, dans la plupart des domaines d'activité industrielle, la supposition par défaut consiste à considérer tel produit acceptable à moins que le processus d'évaluation puisse prouver le contraire. De plus, on présume que les promoteurs de ce produit ou de cette activité ont mené leur propre évaluation de sa performance en comparaison avec d'autres moyens d'atteindre les mêmes objectifs. Finalement, il est présumé implicitement que ce produit ou cette activité particulière sera le reflet d'un éventail beaucoup plus large d'aspects sociaux et donc d'options politiques, elles aussi plus larges, plutôt que des intérêts institutionnels plus étroits. S'il y a place pour le doute sur l'éventail des évaluations internes menées par le promoteur, ou sur l'altruisme des processus plus larges du marché, le processus qui en résultera sera incomplet dans la même mesure.

Pour bien des technologies, processus, activités ou produits de consommation, un tel caractère incomplet ne pose pas problème. Soit d'autres processus du marché pourvoient une approximation acceptable de ces hypothèses idéalisées, ou les coûts potentiels d'un processus réglementaire plus onéreux sont vus comme disproportionnels comparés à quelque bénéfice que l'on puisse tirer de l'entreprise. Dans d'autres domaines toutefois, le caractère restrictif de l'évaluation conventionnelle des risques, et la nature des hypothèses implicites associées peuvent être hautement problématiques. Dans des cas tels que le trybutylin (35), l'additif pour essence automobile MTBE (40), l'usage des CFC comme réfrigérants (33) et l'usage médical des rayons X⁵⁹, les produits en question ont tous été trouvés rétrospectivement responsables d'impacts qui auraient pu aisément être évités en leur substituant des alternatives moins dangereuses. De même dans le cas de l'amiante⁶⁰, des BPC⁶¹ et du benzène⁶², les produits se sont révélés plus faciles à

⁵⁹ Lambert, 2001

⁶⁰ Gee et Greenberg, 2001

⁶¹ Koppe et Keys, 2001

⁶² Infante, 2001

substituer qu'on ne l'avait d'abord pensé dans les évaluations initiales ou la réglementation subséquente.

Considérant la pertinence de ces arguments dans la gestion des déchets radioactifs, il peut être intéressant de repenser au cas des cultures modifiées génétiquement. Ce cas est en bien des points comparable, de par son échelle, sa complexité et son irréversibilité potentielle. Il est intéressant de noter que de part et d'autre du débat (en Europe où ces questions sont des plus sensibles) on exprime une insatisfaction active par rapport à l'étroitesse de vue des procédures d'évaluation des risques.

Les organisations industrielles cherchant à promouvoir les cultures génétiquement modifiées se préoccupent de ce que les procédures d'évaluation des risques existantes ne tiennent pas assez compte des bénéfices plus larges qu'elles entrevoient pour les pays en voie de développement. De leur côté les organisations environnementales et de consommateurs sont préoccupées de ce qu'il n'existe pas de responsabilité de la part du promoteur justifiant quelque produit en termes de ses bénéfices. Sur ce point, les deux opposants dans le débat demandent la même chose. Les deux partis en appellent à un élargissement de l'horizon de l'évaluation réglementaire de manière à inclure, d'une part, la justification par l'argument en faveur d'une variété de stratégies de production de nourriture alternative, à comparer avec les impacts, bénéfices et incertitudes associés aux aliments génétiquement modifiés, d'autre part.

Dans une démarche prudente, donc, il est reconnu que – quand les circonstances le dictent – il doit être possible de réaliser précisément ce genre d'évaluation plus large. L'évaluation prudente s'occupe précisément d'entendre les avantages et les inconvénients d'une diversité d'options visant à atteindre les mêmes objectifs. La question n'est pas seulement « est-ce acceptable? », mais aussi « est-ce justifié » et « quelle option propose le plus grand bénéfice sociétal? ». L'attention n'est pas confinée aux risques, dans un sens restreint, mais se penche aussi sur la justification des compensations et des bénéfices. Les implications pour la gestion des déchets radioactifs paraissent évidentes. Quand les engagements financiers et temporels sont aussi importants que dans ce secteur, et le caractère irréversible si prononcé, il semble que la portée plus large de l'évaluation prudente soit largement justifiée.

Élargir et approfondir l'évaluation inter disciplinaire

En cherchant à aborder les avantages et inconvénients d'une variété d'options différentes de la manière dont nous venons de discuter, le processus d'une démarche prudente se distingue aussi en portant notre attention sur une multitude d'impacts potentiels, comprenant des conséquences autant directes qu'indirectes. La portée doit être à la fois large (en terme d'étendue des impacts possibles) et profonde (pour décrire la minutie avec laquelle les détails seront scrutés). Les impacts ne doivent pas être négligés parce qu'ils sont moins certains ou selon qu'ils sont plus faciles à quantifier ou sujets à se voir assigner une valeur monétaire – *les choses qui se comptent ne sont pas nécessairement les choses qui comptent*⁶³. Les effets ne devraient pas non plus être exclus pour des raisons administratives arbitraires ou parce qu'ils débordent la juridiction d'une agence particulière ou la portée d'une méthode particulière. Souvent les effets indirects sont plus importants que les effets directs – par exemple quand les impacts s'accumulent avec le temps, ou

⁶³ Holdren, 1982

quand les différents types d'effets s'additionnent ou interagissent de manière complexe. Les exemples sont fréquents dans la réglementation d'autres effets environnementaux complexes, tels que ceux présentés par plusieurs produits chimiques⁶⁴, et il est probable que les implications à long terme de la gestion des déchets radioactifs comprennent de tels facteurs.

Pour en arriver à cela, il est nécessaire que le processus d'évaluation fasse de grands efforts pour constituer un éventail équilibré d'opinions expertes, puisant dans une grande variété de disciplines scientifiques. Ceci permettra d'éviter une situation où – comme dans le cas de l'ESB au Royaume Uni pendant plusieurs années – la réglementation était dominée par une seule profession particulière.

Dans ce cas, il s'agissait des vétérinaires⁶⁵, mais dans le cas de la gestion des déchets radioactifs, une situation semblable pourrait se produire avec l'ingénierie ou la géologie. Il arrive dans toutes les disciplines de ne plus être assez critiques des modèles préconisés. L'exposition à d'autres formes d'expertise peut aider à ce que l'attention reste concentrée sur les conditions telles qu'elles s'appliquent dans le vrai monde, plutôt que les conditions présumées dans les modèles. Par exemple, il arrive souvent dans la réglementation des produits chimiques que l'on présume que les systèmes de confinement se comporteront tel que prévu. Ce fut le cas par exemple dans le déploiement et la réglementation de produits tels que les biphényles polychlorés dans le domaine de l'ingénierie électrique⁶⁶ et l'éther méthyltertiobutylique comme additif dans le domaine du transport⁶⁷. Dans les deux cas - comme dans plusieurs autres – on a découvert plus tard que les modèles étaient erronés. Les implications des hypothèses quant au confinement dans la gestion des déchets radioactifs sont évidentes. La confiance que de telles questions aient obtenu suffisamment d'attention ne peut que s'accroître en sollicitant un éventail complet de disciplines techniques pertinentes.

Assurer l'indépendance, reconnaître la subjectivité et explorer les hypothèses

D'une certaine façon, éviter de se fier à un petit nombre de disciplines techniques ne constitue qu'une facette de la nécessité largement reconnue de faire en sorte que l'évaluation des politiques demeure aussi indépendante que possible. Bien sûr, l'exigence que l'évaluation et la réglementation soient objectives et désintéressées va plus loin que l'injonction de faire appel à une diversité de spécialistes ou de perspectives disciplinaires. La responsabilité de faire en sorte que l'évaluation réglementaire demeure la plus libre possible des intérêts commerciaux, organisationnels ou économiques est reconnue. Étant donné la complexité du processus d'évaluation et le caractère envahissant de tels intérêts, ce n'est toutefois pas toujours facile à atteindre. Des codes de conduite éthiques dans le processus des avis scientifiques, de même que la transparence, la liberté d'information et la supervision indépendante, sont des façons importantes de maintenir une vigilance constante. Sur ce point, il ne suffit pas d'aspirer à « l'objectivité » du processus d'évaluation et des participants ou de l'affirmer. Comme nous en avons discuté précédemment dans ce document, des évaluations techniques différentes, mais tout aussi « objectives », peuvent quelquefois mener à des politiques radicalement différentes. En

⁶⁴ von Kraus et Harremoes, 2001; Ibarreta et Swan, 2001

⁶⁵ van Zwanenberg et Milestone, 2001

⁶⁶ Koppe et Keys, 2001

⁶⁷ von Kraus et Harremoes, 2001

cela, l'indépendance ne réside pas tant dans la quête d'une neutralité objective particulière, mais dans l'admission ouverte du caractère intrinsèquement subjectif des éléments sous évaluation.

En bref, la solution prudente réside dans « l'indépendance au moyen du pluralisme » plutôt que « l'indépendance au moyen de l'objectivité ». L'élément subjectif de l'évaluation peut être reconnu tout en maintenant le respect dû aux « faits scientifiques indéniables » en veillant à l'exploration équilibrée et systématique des implications des diverses hypothèses et jugements de valeurs. L'évaluation conventionnelle se concentre sur un ensemble particulier de suppositions de la majorité ou d'estimations au jugé et propage celles-ci tout au long de l'analyse. Comme nous en avons discuté plus tôt, ceci s'associe à une tendance pour les résultats d'évaluation à prendre une forme plus définie que ce que pourraient suggérer les informations et perspectives divergentes dont s'inspire l'évaluation. Ceci a pour résultat que l'évaluation des options rend les choix politiques plus normatifs que ce n'est le cas en réalité. L'évaluation échouant à aborder les implications de suppositions divergentes, elle devient particulièrement vulnérable face aux pressions implicites ou explicites pour « justifier » les décisions qui obtiennent déjà la faveur ou qui peuvent même être déjà engagées.

Ceci a été un fait marquant d'épisodes passés d'échecs réglementaires – tels que l'ESB⁶⁸. Les très importants enjeux financiers et industriels rendent la gestion des déchets radioactifs très exposée à cette forme de pression.

Plutôt que de chercher à apporter une justification (générale ou spécifique) pour la prise de décision politique, l'évaluation gagne à être vue comme une question d'exploration des façons particulières par lesquelles différentes – mais tout aussi légitimes – hypothèses peuvent avoir pour résultat une justification d'une multitude de décisions possibles. Il existe une grande diversité de techniques par lesquelles atteindre ce résultat, incluant l'analyse de sensibilité, de scénarios et de décisions. De telles méthodes peuvent servir à éliminer une grande variété de décisions possibles qui ne sont appuyées ni par des preuves techniques ou scientifiques, ni par des suppositions pertinentes ou des jugements de valeur. En même temps, elles peuvent révéler avec précision la façon dont nombre de décisions alternatives peuvent paraître raisonnables selon les suppositions particulières mises en priorité. La décision entre cet ensemble plus restreint de choix devient alors une question d'imputabilité professionnelle ou politique de la part des preneurs de décision eux-mêmes.

Des pas dans le sens de ce genre de cadre ont été faits par le passé dans le domaine de la gestion des déchets radioactifs⁶⁹. Il est typique toutefois que le processus d'évaluation échoue dans sa tentative de satisfaire le potentiel de ce genre de techniques, laissant beaucoup de place pour l'amélioration.

Favoriser la pleine participation des intervenants et du public affecté

Une fois qu'il a été compris que les résultats d'évaluation peuvent être hautement sensibles à des jugements essentiellement subjectifs, la logique de l'élargissement du processus d'évaluation réglementaire dépasse l'inclusion de différentes disciplines techniques. En discutant des

⁶⁸ van Zwanenberg et Milestone, 2001

⁶⁹ Stirling, 1996

problèmes d'ambiguïté soulevés précédemment dans ce document, il a été démontré que les réponses livrées par la science peuvent souvent dépendre des questions et de la façon de les poser. Bien que les non spécialistes puissent, par définition, s'avérer incapables de produire des réponses techniques à des questions scientifiques, souvent ils se montrent meilleurs pour identifier les questions vraiment importantes à poser. C'est seulement en engageant dans l'évaluation toute la panoplie des partis intéressés et affectés que nous pouvons assurer que toutes les questions pertinentes ont été posées à la preuve, et que les suppositions particulières et jugements de valeur explorés dans l'évaluation correspondent à ceux qui existent dans le débat général. Sur ce point, favoriser l'inclusion des intervenants et du grand public dans l'évaluation n'est pas une affaire de « political correctness » ou de mise en doute de l'expertise technique des spécialistes. Il s'agit plutôt de se montrer le plus rigoureux possible dans la validation des choix d'hypothèses structurantes conditionnant l'analyse technique à être réalisée⁷⁰.

Dans le cas des choix parmi plusieurs options de gestion des déchets radioactifs, l'un des points évidents et importants d'influence sur l'évaluation des valeurs subjectives concerne la manière dont on tient compte des générations futures.

Est-il approprié de projeter dans l'avenir éloigné les calculs utilitaristes actuels de bénéfices économiques et d'impacts environnementaux? Prendre en considération les bénéfices et impacts de l'avenir exclut-il de tenir compte des valeurs actuelles? Si oui, dans quelle mesure? Ou est-ce que l'équité intergénérationnelle soulève des questions d'un ordre différent? Des hypothèses fondamentales similaires dominent l'exercice d'évaluation dans son ensemble. Jusqu'à quel point le rôle de l'énergie nucléaire dans les stratégies énergétiques de l'avenir fait-il l'objet de nos préoccupations? Quand les facteurs technologiques, économiques et institutionnels sont pris en considération, les mérites des différentes options de gestion des déchets radioactifs peuvent dépendre, de manière tout à fait raisonnable, de ce genre de contexte politique plus large. De la même façon, des questions épineuses sont soulevées concernant l'emplacement des aménagements pour les déchets radioactifs impliquant la distribution des impacts, coûts et bénéfices pour différents groupes sociaux. C'est pour ces types de questions que l'opinion des non-spécialistes est, en principe, aussi valable que celle des spécialistes.

Les bienfaits de l'inclusion d'une multitude de partis intéressés et affectés dépassent l'exploration des ambiguïtés résultant d'hypothèses divergentes. Il arrive que les valeurs publiques soient pertinentes quand vient le temps d'aborder l'ignorance au sens scientifique du terme mentionné plus tôt. Par exemple, bien que non fondée sur l'expertise technique, l'aversion générale pour l'alimentation des ruminants à partir de viande de leur propre espèce ou le recours aux antimicrobiens dans l'alimentation du bétail et des animaux de basse-cour semble rétrospectivement avoir été presciente des effets produits par de telles pratiques initialement inconnus par la science. Il s'avère à la lumière de la connaissance actuelle que la réglementation de l'ESB et des antimicrobiens dans l'élevage aurait pu être plus efficace si l'on avait tenu compte de ce genre de sensibilité publique⁷¹. Là où les options sous évaluation soulèvent de telles questions de principe, il semble donc qu'il existe des raisons scientifiques et éthiques de tenir compte des valeurs du public. Dans le cas des déchets radioactifs par exemple, le discernement institutionnel et l'opinion instinctive concernant la sagesse de « balayer les

⁷⁰ Stirling, 1989a

⁷¹ EEA, 2001

problèmes sous le tapis » peuvent avoir des implications importantes concernant les décisions ayant trait aux options de gestion récupérables et non récupérables.

Finalement, il y a des manières plus immédiates par lesquelles les non spécialistes peuvent contribuer au réservoir commun de connaissances pertinentes, et en cela réduire notre vulnérabilité face à l'ignorance et à l'incertitude, de même qu'à l'ambiguïté dans le sens discuté précédemment. Il y a plusieurs cas – incluant les Grands Lacs⁷² – où ce sont les communautés locales qui se sont d'abord aperçues des effets des mélanges chimiques sur l'environnement. De même, l'historique de divers polluants environnementaux (tels que l'amiante⁷³, le benzène⁷⁴ et les BPC⁷⁵) sert des exemples de cas où les effets sur la santé ont été devenus connus dans les communautés de travailleurs bien avant d'être reconnus par des disciplines spécialisées. Les travailleurs peuvent aussi fournir des aperçus vitaux des conditions du monde réel, telles que les pratiques dans les abattoirs, qui sont critiques pour le développement de la question de l'ESB⁷⁶. Tous ces exemples peuvent avoir leur pendant dans la mise en œuvre des options de gestion des déchets radioactifs.

L'engagement dans le processus d'évaluation des communautés de citoyens, des communautés de travailleurs et d'autres intervenants présente certainement des défis. D'autres questions se posent concernant les moyens appropriés de combiner ces contributions de façon efficace et productive avec les procédures traditionnelles de sollicitation d'avis scientifiques et techniques. Toutefois, il existe un large éventail de processus de délibération et de participation qui permettent de prendre en compte systématiquement les perspectives culturelles et éthiques divergentes des intérêts économiques et politiques rivaux. Parmi ces techniques, il y a les groupes de consultation, les tables rondes de citoyens et les ateliers de travail, qui peuvent à divers degrés se combiner avec la preuve relevant d'expertises, d'analyses et de modélisations⁷⁷. D'autres méthodes, telles que les conférences de consensus et le «deliberative mapping» (méthode de prise de décision en consultation), cherchent à combiner les points de vue de spécialistes et de non spécialistes d'une manière plus intime et engageante pour les protagonistes⁷⁸. Il y a beaucoup de place pour le développement d'hybrides efficaces tels que les techniques d'analyse de scénarios, de sensibilité et de décision déjà mentionnées. D'une manière ou d'une autre, en dépit des défis indéniables, il ne manque pas de méthodes pratiques pour avancer.

Se pencher sur les options dès les premières étapes et prendre en considération la résilience stratégique des portfolios.

Une dernière série de réponses générales à l'incertitude, l'ambiguïté et l'ignorance déborde les frontières de la réglementation environnementale conventionnelle et touche le vaste domaine de la politique technologique. Bien que ces réponses relèvent de questions se rapportant directement aux problèmes de l'évaluation des options dans un domaine tel que la gestion des déchets

⁷² Gilbertson, 2001

⁷³ Gee et Greenberg, 2001

⁷⁴ Infante, 2001

⁷⁵ Koppe et Keys, 2001

⁷⁶ van Zwanenberg et Millstone, 2001

⁷⁷ Renn, et al, 1995; Sclove, 1995; Joss et Durant, 1995; Holmes et Scoones, 2000.

⁷⁸ Davies et al, 2003

radioactifs, elles requièrent l'inclusion de considérations nouvelles et plus générales. En bref, plutôt que de concentrer tous les efforts à décrire les « problèmes » insolubles de l'ambiguïté et de l'ignorance, ces réponses accordent plus d'attention aux « solutions » potentielles. Bien à part des coûts, bénéfices, risques et incertitudes associés aux options politiques prises individuellement, il existe un nombre important de « propriétés stratégiques » reliées aux portfolios et aux trajectoires de développement au sein desquelles ces options auront à être englobées. Dans une approche prudente, ces propriétés stratégiques peuvent quelquefois être plus importantes que certains des détails spécifiques de la performance des options prises individuellement.

Par exemple, il y a la question du degré de « diversité » affiché par un portfolio d'options technologiques ou politiques. Il est bien établi dans le gros bon sens que lorsque nous ne savons pas ce que nous ne savons pas, nous « ne mettons pas tous les œufs dans le même panier ». Accroître la variété d'options dans un portfolio, rehausser leurs disparités ou maximiser l'équilibre de leurs contributions sont autant de façons de se prémunir contre l'ignorance et la surprise⁷⁹. Cette stratégie est d'autant plus solide qu'elle ne requiert pas de tentatives simplistes de réduire la condition d'ignorance et faire paraître solubles des problèmes en fonction de telle technique d'analyse comme l'évaluation probabiliste des risques. Curieusement, la diversification propose aussi une stratégie novatrice et sous-estimée pour faire place aux intérêts, valeurs, hypothèses cadres divergents associés avec la condition d'ambiguïté⁸⁰. Là où nous sommes incapables d'identifier un plan unique d'action optimal (qui satisfait tous les points de vue), alors un judicieux mélange d'actions peut s'avérer plus efficace que de « choisir des gagnants » ou « fabriquer un consensus ».

Des considérations similaires sont soulevées par un certain nombre d'autres propriétés stratégiques qui – avec la question de diversité – peuvent être appelées les différents attributs de la *résilience*. D'abord, il y a la flexibilité avec laquelle on peut se libérer d'un engagement envers une option particulière si elle venait à faire l'objet d'une mauvaise surprise suite à des développements ou à l'avènement de nouvelles connaissances. Évidemment, cela admet la possibilité d'heureuses surprises et, de manière déterminante, exige la considération de facteurs tant techniques qu'institutionnels. Ensuite il y a la question de l'*adaptabilité* des options face à d'éventuels développements, impliquant le degré de souplesse avec laquelle elles peuvent être reconfigurées suivant divers scénarios. De même, il y a des questions ayant trait à la solidité avec laquelle les forces et faiblesses d'un portfolio se complètent les unes les autres, de manière à pouvoir aborder l'éventail complet des développements ou des préoccupations des intervenants⁸¹. Dans le cas de la gestion des déchets radioactifs, il y a des implications évidentes en relation avec la commandite de différentes voies de recherche scientifique et technique, et aussi la possibilité de poursuivre en parallèle un certain nombre d'autres programmes d'investissement.

Bien sûr, aucune de ces stratégies n'offre de panacée. Toutes sont sujettes à des compromis, des déséconomies d'envergure et d'échelle et des rendements décroissants. Toutes requièrent des innovations institutionnelles pour rendre possible l'évaluation et la gestion d'options à des étapes différentes de leurs trajectoires d'innovation et de développement. L'échelle plus grande des

⁷⁹ Stirling, 1994

⁸⁰ Stirling, 1997

⁸¹ Stirling, 1998b

problèmes de gouvernance peut aussi exiger qu'ils soient délibérément examinés à un niveau plus intégré, recouvrant diverses juridictions institutionnelles ou nationales. De diverses façons, certaines de ces considérations sont – ne serait-ce que par défaut – une caractéristique évidente de la scène internationale de la gestion des déchets radioactifs. Toutefois, il y a beaucoup de place pour rendre les questions associées plus explicites, stimulant ainsi une prise de décision plus efficace, délibérée et imputable. Quelle que soit la vérité sur le sujet, le point le plus important est que – dans la démarche prudente – de tels facteurs font l'objet d'une attention explicite, aux côtés des aspects plus conventionnels de la performance des options.

En accordant plus d'attention à ces caractéristiques générales des stratégies technologiques dès le début de l'évaluation réglementaire – et aux premières étapes du processus d'innovation – nous pouvons espérer réduire notre exposition aux problèmes associés à l'incertitude, l'ambiguïté et l'ignorance. D'une manière ou d'une autre, la préoccupation constante de la suffisance des méthodes probabilistes et des autres techniques conventionnelles d'évaluation des risques – et leur prétendu statut de « science valable » – semble avoir négligé toutes ces questions fondamentales.

Pour conclure, l'adoption d'une démarche prudente dans l'évaluation des options, de la manière décrite dans ce document de discussion, ne rend pas seulement plus explicites les problèmes reliés à l'incertitude, l'ambiguïté et l'ignorance, mais propose aussi un certain nombre de réponses concrètes.

4 QUESTIONS SOULEVÉES PAR LA GESTION DES DÉCHETS RADIOACTIFS

En accord avec les caractéristiques stipulées de ce document de réflexion, la section finale fait référence aux chapitres précédents pour résoudre une série de questions importantes qu'on pourrait vouloir aborder dans un processus de « dialogue public ». À première vue, plusieurs d'entre elles peuvent sembler indéterminées. C'est une conséquence voulue, puisque la question dans chaque cas n'est pas d'identifier « la bonne réponse », mais plutôt d'aider à stimuler un processus délibératoire qui sera en lui-même une partie de la solution.

Pour ce qu'elles valent, toutefois, les réponses de l'auteur à plusieurs de ces questions sont abordées en pratique sous la forme de deux projets, pour lesquels des rapports sont disponibles sur le « Web » ou chez l'auteur. Le premier projet développe une architecture générale d'articulation des évaluations réglementaires prudentes et des évaluations réglementaires plus conventionnelles, et est disponible à :

<http://www.aramis-research.ch/d/13406.html> .

Le deuxième projet consiste en un plan et une mise en œuvre d'un processus d'évaluation concret qui intègre la participation du public, les engagements des intervenants et les délibérations de spécialistes dans l'évaluation des avantages et inconvénients d'une grande variété d'options technologiques de manière à tenir compte des sensibilités et des incertitudes associées. Ceci peut s'obtenir au : <http://www.deliberative-mapping.org/> .

- 1 Quelles directives peut-on donner pour une analyse concernant l'importance relative à accorder aux facteurs *quantitatifs* et *qualitatifs*, le degré approprié de précision et la reconnaissance de l'incertitude et de la variabilité?
- 2 Quel est l'équilibre approprié à trouver dans l'évaluation, entre l'évitement *d'erreurs de Type I* et l'évitement *d'erreurs de Type II*? Comment rendre cet équilibre plus délibéré et explicite en termes de compromis plus larges entre des réglementations indûment restrictives ou permissives?
- 3 Quels principes généraux pourraient être adoptés dans le traitement du *fardeau de la persuasion* tenant compte des arguments proposés par les différents partis concernant les divers aspects de l'évaluation des options de gestion des déchets radioactifs?
- 4 Comment arriver à rendre plus explicite le *poids de la preuve* approprié à adopter comme seuil pour les différents types d'investissement ou d'actions réglementaires dans différents domaines?
- 5 Par quels moyens pourrait-on en arriver à un équilibre stratégique plus délibéré et explicite entre le rôle des modèles théoriques et *la recherche empirique sur le terrain et la surveillance* pour mieux éclairer l'évaluation des options dans la gestion des déchets radioactifs?

- 6 Comment financer des niveaux supérieurs de recherche sur le terrain et de surveillance, de manière à produire des *ressources adéquates* pour ces activités importantes, tout en évitant de favoriser indûment des stratégies de développement nucléaires au moyen des fonds publics?
- 7 Quelles balises institutionnelles pourraient être conçues pour répondre aux préoccupations *d'irréversibilité des choix politiques* dans le choix des sites d'aménagements expérimentaux et d'aménagements industriels ultérieurs?
- 8 Quelles sont les procédures de prise de décision appropriées pour déterminer *la portée et la profondeur générales* d'un processus d'évaluation à base élargie et le point des rendements décroissants après lequel les efforts supplémentaires deviennent disproportionnés?
- 9 Comment faire en sorte de mieux compléter l'analyse conventionnelle des risques et impacts avec l'évaluation des *justifications et bénéfices compensatoires* associés aux différentes options de gestion des déchets radioactifs?
- 10 Quelles balises peuvent être adoptées pour s'assurer que l'évaluation des aspects techniques des options de gestion des déchets radioactifs ne devienne pas indûment *dominée par une discipline spécialisée particulière* ?
- 11 Quel sera le résultat, en termes pratiques, si l'autorité et la légitimité des procédures d'évaluation sont déplacées d'une position « *d'indépendance en vertu de l'objectivité* » à une position « *d'indépendance en vertu de la pluralité* »?
- 12 Quelles méthodes pratiques conviennent mieux à l'exploration systématique des *hypothèses d'encadrement alternatives* et des jugements de valeur dans leur évaluation et leur articulation avec les procédures servant à susciter les perspectives divergentes du public et des intervenants?
- 13 En quoi les procédures politiques et de prise de décision peuvent-elles être adaptées – et les principaux protagonistes être persuadés – pour les rendre plus réceptifs à des formes plus pluralistes d'avis techniques. De quelle manière peut-on mieux gérer *les formes améliorées d'imputabilité*?
- 14 Quels processus proposent la meilleure façon *d'intégrer la participation du public, l'engagement des intervenants et les délibérations des spécialistes* de manière à éviter les conflits, la fatigue, la redondance et l'inefficacité indus et de manière à susciter la meilleure contribution de chacun?
- 15 Quels principes de conception du processus peuvent le mieux assurer que les différents intervenants, groupes d'intérêts et institutions publiques soient capables non seulement de s'engager dans le processus d'évaluation lui-même, mais aussi d'exercer une *influence légitime sur sa conception et sa portée*?

- 16 Quelles innovations institutionnelles sont nécessaires pour permettre au processus d'évaluation d'aborder les options de gestion des déchets radioactifs dès les *premières étapes de leur développement technologique ou politique*, avant que les engagements et configurations soient établis?
- 17 Comment les programmes de gestion des déchets radioactifs peuvent-ils aborder plus explicitement les bénéfices et compromis associés avec la *résilience stratégique des portfolios* d'options, incluant les questions de diversité, flexibilité, adaptabilité et solidité?
- 18 Quelles questions financières, institutionnelles, d'imputabilité et de gouvernance plus globale sont soulevées dans la recherche pour rendre plus délibérés et ciblés les processus existants de coordination inter-agences et internationales des stratégies de gestion des déchets radioactifs?

RÉFÉRENCES

- Abraham & Lewis, 2000 J. Abraham, G. Lewis *Regulating medicines in Europe: competition, expertise and public health*, Routledge, Londres, 2000
- AEBC, 2001 UK Agriculture and Environment Biotechnology Commission, *Crops on Trial*, Department of Environment, Food and Rural Affairs, Londres, septembre 2001
- Arrow, 1963 K. Arrow, *Social Choice and Individual Values*, Yale University Press, New Haven, 1963
- Ashford, 1991 N. Ashford, 'An innovation-based strategy for the environment and for the workplace' in Finkel, A. and Golding, D. (eds), *Worst things first: the debate over risk-based national environmental priorities*, Resources for the Future, Washington, D.C., 1991
- Ashford, 1999 N. Ashford, A Conceptual Framework for the use of the Precautionary Principle in Law. In C. Raffensperger, J. Tickner (eds) *Protecting Public Health & the Environment: Implementing the Precautionary Principle*. Washington, D.C., Island Press, 1999: 198-206.
- Bezembinder, 1989 T. Bezembinder, Social Choice Theory and Practice, in C. Vlek and D. Cvetkovitch, *Social Decision Methodology for Technological Project*, Kluwe, Dordrecht, 1989
- Boehmer-Christiansen, 1994 S. Boehmer-Christiansen, The Precautionary Principle in Germany - enabling Government in O'Riordan and Cameron, 1994
- Bohmann, 1996 J. Bohmann, *Public Deliberation: pluralism, complexity and democracy*, MIT Press, Cambridge
- Byrd et Cothorn, 2000 D. Byrd, C. Cothorn, *Introduction to Risk Analysis: a systematic approach to science-based decision making*, Government Institutes, Rockville 2000
- Davies et al, 2003 G. Davies, M. Eames, S. Mayer, K. Staley, A. Stirling, S. Williamson, *Deliberative Mapping: Appraising Options for Addressing 'the Kidney Gap'*, final report to Wellcome Trust, juin 2003, disponible au: <http://www.deliberative-mapping.org/>
- DOE, 1985 US Department of Energy, A Multiattribute Utility Analysis of Sites Nominated for Characterization for the First Radioactive Waste Repository – a Decision-Aiding Methodology, DOE/RW-007, Washington, 1986
- Dovers et Handmer, 1995 S. Dovers, J. Handmer, Ignorance, the Precautionary Principle and Sustainability, *Ambio*, **24**, 2, 92-7

Dovers and Handmer, 1995	S. Dovers, J. Handmer, Ignorance, the Precautionary Principle and Sustainability, <i>Ambio</i> , 24(2) 92-7, 1995
EC, 2001a	European Commission, <i>European Governance: a White Paper</i> , COM(2001)428 final, Bruxelles, juillet
EC, 2001b	European Commission, <i>White Paper: Strategy for a future Chemicals Policy</i> , COM(2001)88 final, Bruxelles, février
Edqvist et Pedersen, 2001	L. Edqvist, K. Pedersen, Antimicrobials as growth promoters, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
Farman, 2001	J. Farman, Halocarbons, the Ozone Layer and the Precautionary Principle, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
Fisher et Harding, 1999	E. Fisher, R. Harding (eds) <i>Perspectives on the Precautionary Principle</i> , Federation Press, Sydney
Funtowicz et Ravetz , 1990	S. Funtowicz, J. Ravetz, <i>Uncertainty and Quality in Science for Policy</i> , Kluwer, Amsterdam, 1990
Gee et Greenberg, 2001	D. Gee, M. Greenberg, Asbestos: from 'magic' to malevolent mineral, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
Gee et al, 2001	D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
Gilbertson, 2001	M. Gilbertson, The Precautionary Principle and early warnings of chemical contamination of the Great Lakes, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
Herold et al, 2003	U. Müller-Herold, M. Morosini, O. Schucht, M. Scheringer, <i>Precautionary Pre-Selection of New Organic Chemicals – A Case Study on the Application of the Precautionary Principle in the European Union</i> , Université de la technologie de Zurich, Zurich, 2003

- Hey, 1991 E. Hey, The Precautionary Approach: implications of the revision of the Oslo and Paris conventions, *Marine Policy*, **15**, 4,244-54
- Holdren, 1982 J. Holdren, Energy Hazards: what to measure, what to compare, *Technology Review*, 4(1), 1982
- Holmes et Scoones, 2000 T. Holmes, I. Scoones *Participatory Environmental Policy Processes: experiences from North and South*, IDS working paper 113, Institute for Development Studies, Brighton, 2000
- Ibarreta et Swan, 2001 D. Ibarreta, S. Swan, The DES Story: long term consequences of pre-natal exposure, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
- Infante, 2001 P. Infante, Benzene: an historical perspective on the American and European occupational setting, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
- Jackson et Taylor, 1992 T. Jackson, P. Taylor, The Precautionary Principle and the Prevention of Marine Pollution, *Chemistry and Ecology*, **7** 123-134
- Joss et Durant, 1995 S. Joss, J. Durant (eds) *Public Participation in Science: the role of consensus conferences in Europe*, Science Museum, Londres, 1995
- Koppe et Keys, 2001 J. Koppe, J. Keys, PCBs and the Precautionary Principle, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
- Lambert, 2001 B. Lambert, Radiation: early warnings, late effects, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
- Lindsay, 1995 R. Lindsay, Galloping Gertie and the Precautionary Principle: how is environmental impact assessment assessed?, in T. Wakeford, N. Walters, *Science for the Earth*, Wiley, Londres, 1995
- Loasby, 1976 B. Loasby, Choice, *Complexity and Ignorance: an inquiry into economic theory and the practice of decision making*, Cambridge University Press, Cambridge, 1976

- Merkhofer et Keeney, 1987 A Multiattribute Utility Analysis of Alternative Sites for the Disposal of Nuclear Waste, *Risk Analysis*, 7(2), 173-194, 1987
- Morris, 2000 J. Morris (ed), '*Rethinking Risk and the Precautionary Principle*', Nutterworth Heinemann, Londres NRC, 2001 US National Research Council Committee on Disposition of High-Level Radioactive Waste Through Geological Isolation, Board on Radioactive Waste Management, *Disposition of High-Level Waste and Spent Nuclear Fuel: The Continuing Societal and Technical Challenges*, National Academies Press, Washington, 2001
- O'Brien, 2000 M. O'Brien Making Better Environmental Decisions: an alternative to risk assessment, MIT Press, Cambridge Mass, 2000
- O'Riordan et Cameron, 1994 T. O'Riordan, J. Cameron, *Interpreting the Precautionary Principle*, Earthscan, Londres, 1994
- O'Riordan et Jordan, 2001 T. O'Riordan, A. Jordan, *Reinterpreting the Precautionary Principle*, Cameron May, Londres, 2001
- Raffensberger & Tickner, 1999 C. Raffensberger, J. Tickner (eds) *Protecting Public Health and the Environment: implementing the Precautionary Principle*, Island Press, Washington, 1999
- Renn et Klinke, 1999 O. Renn, A. Klinke, '*Risk Evaluation and Risk Management for Institutional and Regulatory Policy*', a study conducted under the auspices of an ESTO project on technological risk and the management of uncertainty, Centre for Technology Assessment in Baden-Wurttemberg, Stuttgart, April 1999
- Renn et al, 2003 O. Renn, A. Stirling, U. Müller-Herold, P. van Zwanenberg A. Klinke, M. Morosini, E. Fisher, M. Dreyer, C. Losert, *The Application of the Precautionary Principle in the European Union*, final report of EU STRATA project on "Regulatory Strategies and Research Needs to Compose and Specify a European Policy on the Application of the Precautionary Principle" (PrecauPri), Centre for Technology Assessment, Stuttgart, April 2003
- Renn et al, 1995 O. Renn, T. Webler, P. Wiedemann, Fairness and Competence in Citizen Participation: evaluating models for environmental discourse, Kluwer, Dordrecht, 1995
- Santillo et al, 2001 D. Santillo, P. Johnston, W. Langston, Tributyltin (TBT) Antifoulants: a tale of ships, snails and imposex, in D. Gee, P. Harremoës, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001

- Sclove, 1995 R, Sclove, *Democracy and Technology*, Guilford Press, New York, 1995
- Shrader-Frechette, 1990 K. Shrader-Frechette, ‘Scientific method, antifoundationalism and public decisionmaking’ in *Health, Safety and Environment* 1, pp23–41, 1990
- Smithson, 1989 M. Smithson, *Ignorance and Uncertainty: emerging paradigms*, Springer, New York, 1989
- Stirling, 1994 A. Stirling, ‘Diversity and Ignorance in Electricity Supply Investment: addressing the solution rather than the problem’, *Energy Policy*, 22, 3, 1994
- Stirling, 1996 A. Stirling, On the NIREX MADA’, in R. Haszeldine, D. Smythe, *Radioactive Waste Disposal at Sellafield, UK: site selection, geological and engineering problems*, University of Glasgow Press, Glasgow, 1996
- Stirling, 1997a A. Stirling, Limits to the Value of External Costs, *Energy Policy*, 25(5).517-540, 1997
- Stirling, 1997b A. Stirling, ‘Multicriteria Mapping: mitigating the problems of environmental valuation?’, chapter in J. Foster (ed), *Valuing Nature: economics, ethics and environment*, Routledge, Londres
- Stirling, 1997b A. Stirling, ‘Multicriteria Mapping: mitigating the problems of environmental valuation?’, chapter in J. Foster (ed), *Valuing Nature: economics, ethics and environment*, Routledge, Londres
- Stirling, 1998 A. Stirling, Risk at a Turning Point?, *Journal of Risk Research*, 1(2) 97-110, 1998
- Stirling, 1998b A. Stirling, On the Economics and Analysis of Diversity, *SPRU Electronic Working Papers*, **28**, 1998 au: <http://www.sussex.ac.uk/spru/sewps/>
- Stirling, 1999 A. Stirling, On ‘Science’ and ‘Precaution’ in the Management of Technological Risk, report to the EU Forward Studies Unit, IPTS, Séville, EUR19056 EN
- Stirling, 2003 A. Stirling, Risk, *Uncertainty and Precaution: some instrumental implications from the social sciences*, in F. Berkhout, M. Leach and I. Scoones (eds), *Negotiating Environmental Change*,
- Edward Elgar, 2003 Sundqvist & Söderholm, 2002 T. Sundqvist, P. Söderholm. Valuing the Environmental Impacts of Electricity Generation: A Critical Survey. *Journal of Energy Literature*, 2: 3-41. 2002
- Tickner, 1998 J. Tickner, A Commonsense Framework for Operationalizing the Precautionary Principle, paper presented to Wingspread

- Conference on Strategies for Implementing the Precautionary Principle, Racine, WI, 1998
- UNCED, 1992 Déclaration finale de la Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement, Rio de Janeiro, 1992
- van Zwanenberg, Millstone 2001 P. van Zwanenberg, E. Millstone, 'Mad cow disease' – 1980s – 2000: how reassurances undermined precaution', in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
- Von Hayek, 1978 F. von Hayek, *New Studies in Philosophy, Politics, Economics and the History of Ideas*, Chicago University Press, 1978
- von Kraus & Harremoes, 2001 M von Kraus, P. Harremoes, MTBE in Petrol as a substitute for lead, in D. Gee, P. Harremoes, J. Keys, M. MacGarvin, A. Stirling, S. Vaz, B. Wynne, Late Lesson from Early Warnings: the precautionary principle 1898-2000, Agence environnementale européenne, Copenhagen, 2001
- Wynne, 1987 B. Wynne (ed), *Risk Management and Hazardous Waste: Implementation and the Dialectics of Credibility*, Springer, Berlin, 1987
- Wynne, 1992 B. Wynne, Uncertainty and Environmental Learning: reconceiving science and policy in the preventive paradigm, *Global Environmental Change*, 111-127, 1992