

BERTRAND MUNIER

NATHALIE TAVERDET-POPIOLEK

**Choix multicritères dans le risque et variables
multidimensionnelles : proposition de méthode et
application aux réseaux de transport d'énergie**

RAIRO. Recherche opérationnelle, tome 33, n° 4 (1999),
p. 543-568

http://www.numdam.org/item?id=RO_1999__33_4_543_0

© AFCET, 1999, tous droits réservés.

L'accès aux archives de la revue « RAIRO. Recherche opérationnelle » implique l'accord avec les conditions générales d'utilisation (<http://www.numdam.org/conditions>). Toute utilisation commerciale ou impression systématique est constitutive d'une infraction pénale. Toute copie ou impression de ce fichier doit contenir la présente mention de copyright.

NUMDAM

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

CHOIX MULTICRITÈRES DANS LE RISQUE ET VARIABLES MULTIDIMENSIONNELLES : PROPOSITION DE MÉTHODE ET APPLICATION AUX RÉSEAUX DE TRANSPORT D'ÉNERGIE (*)

par Bertrand MUNIER ⁽¹⁾ et Nathalie TAVERDET-POPIOLEK ⁽²⁾

Communiqué par Jean-Pierre BRANS

Résumé. – *Cet article présente une application de la théorie de l'utilité multiattribut aux choix stratégiques dans le transport d'énergie. L'accent est mis sur l'évaluation d'une stratégie de renforcement de réseau du point de vue de ses aspects environnementaux. L'évaluation proposée conduit à considérer dans l'analyse multicritère des variables multidimensionnelles. Or, la méthode de l'utilité multiattribut ne peut pas, en pratique, gérer de telles variables. Nous proposons donc une méthode de conversion de variables multidimensionnelles en variables unidimensionnelles et nous l'appliquons ensuite au cas étudié. À l'issue de cette application, nous tirons quelques conclusions sur l'utilité multiattribut et sur son intérêt pour les choix stratégiques mettant en cause l'environnement.*

Mots clés : Décision multicritère, environnement, risque, théorie de l'utilité multiattribut, transport d'énergie.

Abstract. – *This paper presents an application of Multiple Attribute Utility Theory on strategic choices concerning energy transportation. The environmental assessment of a network reinforcement strategy is emphasized. Our assessment brings about to consider multidimensional variables in MCDM. However, Multi-Attributed Utility Theory (MAUT) cannot, as a practical matter, manage such variables. We therefore work out a methodology to transform multidimensional variables into unidimensional ones. We apply it then to a practical case. From the application, we draw some conclusions on Multi-Attributed Utility Theory and on its interest for strategic choices dealing with environmental consequences.*

Keywords: Multicriteria decision, environment, risk, multi-attributed utility theory, energy transportation.

(*) Reçu en mai 1997.

⁽¹⁾ École Normale Supérieure de Cachan, Directeur du Groupe de Recherche sur le Risque, l'Information et la Décision (GRID), 61 avenue du Président Wilson, 94235 Cachan Cedex, France.

⁽²⁾ École Supérieure de Commerce de Rouen, boulevard André Siegfried, BP. 188, 76136 Mont-Saint-Aignan Cedex, France, et Institut Universitaire de Technologie de Sceaux, 8 avenue Cauchy, 92330 Sceaux, France.

INTRODUCTION

Compte tenu du grand intérêt que le public manifeste désormais pour la protection de l'environnement, les entreprises qui développent des réseaux de transport comme en France, EDF, la Direction des Routes, la SNCF ou la RATP, ne peuvent plus fonder le choix d'une stratégie de développement ou de renforcement de réseau uniquement sur la minimisation d'une fonction de coût. Elles doivent considérer aussi dans leur processus de décision, les nuisances (bruit, congestion, pollution, risque d'accident, occupation de l'espace...) qu'occasionne la construction d'un ouvrage sur l'environnement. Pour cela, elles ont à résoudre deux problèmes majeurs qui sont d'une part, l'évaluation environnementale des stratégies et d'autre part, l'intégration des critères environnementaux dans leur processus de décision.

En ce qui concerne l'évaluation environnementale (Simos [1990]), un certain nombre de méthodes ont été mises au point, à partir des années 1970, notamment aux États Unis. Les méthodes utilisées ont trop souvent eu trait à l'identification *isolée* par des spécialistes (biologistes, chimistes, ingénieurs) des impacts causés par le projet sur l'environnement. Elles ne permettent pas, dans de tels cas, d'agréger l'ensemble des impacts pour faire une évaluation environnementale globale qui pourrait, au moment de l'arbitrage entre plusieurs stratégies, figurer sur le même plan que les évaluations économiques, techniques ou socio-politiques.

Pour enrichir l'analyse du risque ne pourrait-on pas alors avoir recours aux méthodes d'analyse multicritère qui permettent d'élargir le champ des critères de décision? C'est en tout cas, la conclusion de l'étude comparative – démarche coûts-avantages/démarche multicritère – faite par Roy et Hassan [1994] pour le choix d'infrastructure de transport, et généralisable aux décisions affectant l'environnement. Les méthodes multicritères permettent, en effet, le regroupement des différents impacts environnementaux puis l'intégration de l'évaluation globale dans le processus de décision.

Dans les choix collectifs proprement dits, il est indispensable de tenir compte des préférences de l'ensemble des usagers concernés. Dans cet article, nous nous limiterons toutefois à un point de vue plus restrictif : celui de l'organisation gestionnaire du réseau. C'est un point de vue légitime et important, d'une part. D'autre part, sur le plan méthodologique, les développements proposés dans cet article s'appliquent à l'une comme à l'autre perspective.

On distingue parmi les méthodes multicritères deux grandes familles³ :

- d'un côté les méthodes issues de l'école française ou européenne qui optent pour l'acceptation de l'incomparabilité avec une approche de surclassement de synthèse (Roy [1985], Brans et Mareschal (1990)) ou encore d'agrégation partielle (Schärlig [1985]),
- et de l'autre, les méthodes de l'école américaine basées sur la théorie de l'utilité multiattribut (MAUT: Multiple Attribute Utility Theory) conduisant à la maximisation d'un critère unique de synthèse: l'utilité que retire le décideur de chacun des choix envisageables (Keeney et Raiffa [1976]).

Pour le transport d'énergie, les externalités négatives ont trait principalement à l'occupation de l'espace (*i.e.* gel du sol et dégradation du paysage), la nocivité des rayonnements magnétiques des lignes à haute tension n'ayant jamais été prouvée de manière scientifique. C'est dans ce cadre là que Rousseau et Martel [1990] ont testé le couplage – méthode d'évaluation environnementale et méthode d'aide à la décision multicritère –. Ils ont comparé, sur le plan environnemental uniquement⁴ et en avenir certain, différents tracés de lignes à haute tension au Québec à partir d'une évaluation environnementale de type *matrice causes/effets*⁵ (Hydro-Québec [1990]) et une méthode d'aide à la décision multicritère souscrivant aux principes de base des méthodes de la famille ELECTRE (Roy [1968]).

Dans cet article, nous souhaitons tester, toujours pour la planification des réseaux de transport d'énergie, le couplage jamais réalisé, entre une méthode d'évaluation environnementale conduisant à considérer des variables vectorielles, et la théorie de l'utilité multiattribut en univers incertain.

Notre objectif est de mettre au point une méthode permettant de prendre en compte, dans l'analyse multicritère, des variables vectorielles alors que MAUT ne considère généralement que des variables unidimensionnelles. Nous proposerons une méthode de conversion de vecteurs en variables unidimensionnelles.

Sur un exemple d'application fictif, simulé à EDF, nous montrerons concrètement comment intégrer ces critères environnementaux

³ Voir Vincke [1989] pour un panorama quasi-complet. En particulier, toutes les méthodes de surclassement y sont présentées en un texte unique.

⁴ Pour comparer différents tracés, les auteurs n'ont pas eu à prendre en compte des critères économiques ou techniques.

⁵ Les *matrices causes/effets* croisent les composantes d'un ouvrage et les éléments environnementaux que ce dernier affecte (*cf.* matrice de LEOPOLD, Rau et Wooten [1980]).

multidimensionnels dans un processus de décision comprenant critères économiques et techniques. Mais auparavant, entendons-nous sur les notations en faisant un bref rappel de MAUT.

1. THÉORIE DE L'UTILITÉ MULTIATTRIBUT EN UNIVERS INCERTAIN

La théorie de l'utilité dans le risque étant supposée connue – le cas échéant, on peut se référer à la présentation faite par Munier [1995]⁶ – nous nous contentons ici de rappeler les principes de MAUT en univers incertain ainsi que les différentes étapes de mise en œuvre.

1.1. Principes et notations

Après la vérification d'hypothèses sur les préférences du décideur (hypothèses d'indépendance des attributs), il s'agit d'exprimer la fonction d'utilité globale u de la manière suivante :

$$u(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n) = f(u_1(x_1), \dots, u_i(x_i), \dots, u_n(x_n), k_1, \dots, k_i, \dots, k_n) \quad (I)$$

où :

- x_i est la variable (ou attribut) traduisant la conséquence d'une action a relativement à l'axe n° i (ou critère n° i par abus de langage),
- u_i est la fonction d'utilité partielle du décideur concernant exclusivement l'axe n° i ⁷ ; elle est normalisée par $u_i(x_i^*) = 0$ et $u_i(x_i'') = 1$ où x_i^* est le moins bon niveau de la variable x_i et x_i'' le meilleur,
- k_i est une constante réelle traduisant, entre autres⁸, l'importance que le décideur accorde à chaque axe,
- f est une fonction de forme simple ; la forme est additive ou multiplicative si les attributs sont mutuellement indépendants au sens des utilités⁹. C'est dans ce contexte d'indépendance mutuelle que l'on travaille le plus souvent, quitte à faire certaines approximations.

Puisque l'univers considéré est incertain, les variables x_i sont aléatoires. Ainsi, après avoir vérifié que ces dernières sont indépendantes au sens des

⁶ Voir aussi Munier [1996].

⁷ $u_i(x_i)$ ne dépend pas de $(x_1, \dots, x_{i-1}, x_{i+1}, \dots, x_n)$.

⁸ La valeur de la constante k_i reflète aussi l'amplitude de l'intervalle de variation des stratégies sur l'axe i .

⁹ Roy et Bouyssou [1993] donnent une définition claire de l'indépendance mutuelle au sens des utilités (Résultats 4.5.4 p. 227).

probabilités, il faut, dans l'expression de $u(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n)$ donnée en (I), remplacer $u_i(x_i)$ par son espérance $E(u_i(x_i))$. Cela suppose que l'on a su définir la distribution de probabilité associée à chaque variable aléatoire x_i .

1.2. Mise en œuvre

Les étapes de mise en œuvre de la méthode de MAUT (dans le cas simple où f est soit additive soit multiplicative) se résument de la manière suivante :

- définition des « axes de signification » en tenant compte des objectifs que le décideur s'est fixés,
- définition de l'ensemble des stratégies envisageables,
- modélisation des conséquences des stratégies, *i.e.* définition de fonctions *indicateurs* pour chaque axe,
- traduction de l'incertitude portant sur les conséquences, *i.e.* détermination des distributions de probabilité associées aux variables aléatoires x_i ,
- collecte des données nécessaires à l'évaluation des fonctions *indicateurs*,
- interrogation du décideur pour :
 - vérifier les hypothèses d'indépendance des dimensions ; indépendance mutuelle au sens des utilités et indépendance au sens des probabilités,
 - encoder les fonctions d'utilité partielle associées à chaque dimension¹⁰,
 - déterminer des constantes k_i permettant d'agréger l'espérance des utilités partielles et d'obtenir l'utilité globale u qui affecte une note à chacune des stratégies,
- classement des stratégies et études de sensibilité (utilisation possible d'un logiciel).

Une des difficultés de l'application de cette théorie est l'évaluation des fonctions d'utilité partielle du décideur. Les diverses méthodes d'estimation produisent en effet des résultats différents. Dans une série de travaux, McCord et de Neufville [1986], Delquié et de Neufville [1988, 1991] puis Delquié [1993a, 1993b] ont tâché d'expliquer de façon expérimentale l'instabilité des résultats obtenus. Ils ont mis en évidence des biais d'encodage et élaboré des méthodes permettant de les éviter : la méthode des loteries équivalentes (McCord et de Neufville [1986]) ou la méthode du « *double appariement* » (bi-matching) (Delquié [1993]).

¹⁰ L'évaluation de la fonction d'utilité doit être faite sur un intervalle I_i borné inférieurement par x_i^* (moins bon niveau de x_i) et supérieurement par x_i'' (meilleur niveau de x_i).

2. VARIABLES MULTIDIMENSIONNELLES ET THÉORIE DE L'UTILITÉ MULTIATTRIBUT

D'une manière générale, MAUT ne considère que des variables unidimensionnelles. Or, il peut arriver que la modélisation des conséquences des stratégies sur certains axes aboutisse à des variables vectorielles (cas de l'évaluation environnementale que nous proposons Sect. 3). Comment peut-on alors les prendre en compte dans l'analyse multiattribut ?

2.1. Méthode préconisée par Keeney et Raiffa

Lorsqu'ils ont posé les fondements de MAUT, Keeney et Raiffa [1976] ont envisagé le cas général où les variables traduisant les conséquences d'une action a étaient vectorielles¹¹. Ils suggèrent de vérifier les hypothèses d'indépendance requises entre les composantes des vecteurs puis entre les vecteurs eux-mêmes pour exprimer la fonction d'utilité globale de la manière suivante :

$$u(y_1, \dots, y_i, \dots, y_n) = f(u_1(y_1), \dots, u_i(y_i), \dots, u_n(y_n)),$$

avec : $k_1, \dots, k_i, \dots, k_n$

- y_i variable vectorielle associée à l'axe n° i , de composantes $(x_i^1, \dots, x_i^j, \dots, x_i^{m_i})$,
- u_i fonction d'utilité partielle attachée à y_i définie par :

$$u_i(y_i) = f_i(u_i^1(x_i^1), \dots, u_i^j(x_i^j), \dots, u_i^{m_i}(x_i^{m_i}), k_i^1, \dots, k_i^j, \dots, k_i^{m_i}),$$

- f et f_i fonctions de forme simple, additive ou multiplicative si les hypothèses d'indépendance mutuelle au sens des utilités sont vérifiées entre les vecteurs pour la forme de f et entre leurs composantes pour celle de f_i ,
- u_i^j est la fonction d'utilité partielle associée à la composante x_i^j du vecteur y_i ,
- k_i et k_i^j sont des constantes réelles.

¹¹ Par exemple :

- pour prendre en compte le temps ; on regardera en particulier l'étude de 1972 concernant le choix de l'emplacement de l'aéroport de Mexico où la variable « capacité » notée x_2 est un vecteur $(x_2^{75}, x_2^{85}, x_2^{95})$ exprimant respectivement la « capacité » de l'aéroport en 1975, 1985 et 1995 (de Neufville et Keeney [1972]),
- ou pour hiérarchiser la structure des attributs (Keeney et Raiffa [réédition 1993] p. 332).

Si les dimensions m_i des vecteurs sont grandes, cette méthode est difficilement utilisable en pratique car, outre la vérification des hypothèses d'indépendance, elle requiert aussi l'évaluation d'un nombre important de fonctions d'utilité partielle et de constantes k . Ce nombre s'élève à $\sum_{i=1}^n m_i + n$.

2.2. Méthode proposée

Afin de limiter le nombre de fonctions d'utilité à encoder et de constantes à évaluer, nous proposons de transformer les variables vectorielles en variables unidimensionnelles en exprimant toutes les composantes des vecteurs en fonction d'une composante unique, choisie *a priori*. Une telle conversion se justifie dans la mesure où les composantes d'un même vecteur ont des « significations proches » (elles s'expriment d'ailleurs le plus souvent dans la même unité). Comme pour l'encodage des fonctions d'utilité, la conversion des composantes en une composante unique doit se faire en interrogeant le décideur dont on veut « éliciter » les préférences et le comportement face au risque.

Pour chaque vecteur y_i ($i = 1, \dots, n$), on vérifie les hypothèses d'indépendance mutuelle entre composantes et, pour chaque composante x_i^j ($j = 1, \dots, m_i$), on cherche à déterminer la $r^{\text{ème}}$ composante $(e_i^j)^r$ telle que la loterie¹²:

$$L_i^j = \langle (x_i^{1*}, \dots, x_i^{j-1*}, x_i^j, x_i^{j+1*}, \dots, x_i^{m_i*}), p, (x_i^{1*}, \dots, x_i^{j*}, \dots, x_i^{m_i*}) \rangle$$

soit équivalente au vecteur

$$E_i^j = (x_i^{1*}, \dots, x_i^{r-1*}, (e_i^j)^r, x_i^{r+1*}, \dots, x_i^{m_i*})$$

où les x_i^{s*} (s variant de 1 à m_i) sont fixées à leur plus mauvais niveau¹³.

Fixer les composantes x_i^{s*} à leur plus mauvais niveau permet de simplifier les relations qui vont suivre en remplaçant $u_i^s(x_i^{s*})$ par la constante nulle.

¹² On note $\langle v, p, w \rangle$, la loterie qui donne le vecteur v avec la probabilité p et le vecteur w avec la probabilité $1 - p$.

¹³ Pour éviter le biais dit « de l'équivalent certain » (McCord et de Neufville [1986]), il serait plus convenable de déterminer la composante $(e_i^j)^r$ de telle sorte que la loterie L_i^j soit équivalente à une loterie comme :

$E_i^j = \langle (x_i^{1*}, \dots, x_i^{r-1*}, (e_i^j)^r, x_i^{r+1*}, \dots, x_i^{m_i*}), p, (x_i^{1**}, \dots, x_i^{j**}, \dots, x_i^{m_i**}) \rangle$ où x_i^{j**} sont fixés (j variant de 1 à m_i).

Dire que la loterie L_i^j est équivalente au vecteur E_i^j implique :

$$\begin{aligned} & pu_i(x_i^{1*}, \dots, x_i^{j-1*}, x_i^j, x_i^{j+1*}, \dots, x_i^{mi*}) \\ & + (1-p)u_i(x_i^{1*}, \dots, x_i^{j*}, \dots, x_i^{mi*}) \\ & = u_i(x_i^{1*}, \dots, x_i^{r-1*}, (e_i^j)^r, x_i^{r+1*}, \dots, x_i^{mi*}) \end{aligned}$$

soit, puisque les composantes x_i^j sont mutuellement indépendantes au sens des utilités :

$$pk_i^j u_i^j(x_i^j) = k_i^r u_i^r((e_i^j)^r). \quad (\text{II})$$

Comme la relation (II) est vraie pour tout j , on a :

$$\begin{aligned} u_i(y_i) &= f_i(u_i^1(x_i^1), \dots, u_i^j(x_i^j), \dots, u_i^{mi}(x_i^{mi}), k_i^1, \dots, k_i^j, \dots, k_i^{mi}), \\ &= f_i(u_i^r((e_i^1)^r), \dots, u_i^r((e_i^j)^r), \dots, u_i^r((e_i^{mi})^r), k_i^r/p), \end{aligned}$$

où f_i est additive ou multiplicative.

PROPOSITION 1 : *Sous les hypothèses d'indépendance mutuelle des composantes de chaque vecteur y_i et d'additivité ou de multiplicativité de f_i , une seule fonction d'utilité u_i^i est à encoder et une seule constante k_i^r à évaluer.*

Cette méthode présente néanmoins un inconvénient : les $(e_i^j)^r$ l'on détermine en interrogeant le décideur dépendent de la valeur des x_i^j . Par conséquent, si cette valeur est modifiée (nouveau jeu de données par exemple), il est nécessaire d'évaluer à nouveau les équivalents $(e_i^j)^r$, ce qui, en pratique, peut être long.

Une façon de contourner ce problème est de supposer que les fonctions d'utilité partielle u_i^j sont linéaires, quel que soit j (i.e. le décideur est neutre par rapport au risque). Sous une telle hypothèse, il est possible de déterminer une fois pour toutes des coefficients de conversion $(c_i^j)^r$ entre les différentes composantes du vecteur y_i et la $r^{\text{ème}}$ composante. Cette hypothèse n'est pas exagérée, s'agissant d'un même axe de signification. Il serait néanmoins souhaitable de la relâcher en cherchant à déterminer, non pas une constante, mais une fonction dont l'expression serait simple.

D'après la relation (II), on a : $(c_i^j)^r = \frac{(e_i^j)^r}{px_i^j}$.

PROPOSITION 2 : *Sous les hypothèses de neutralité par rapport au risque du décideur, d'indépendance mutuelle des composantes de chaque vecteur y_i et d'additivité ou de multiplicativité de f_i , on peut convertir toute composante*

x_i^j de chaque vecteur y_i en une $r^{\text{ème}}$ composante à l'aide d'une constante $(c_i^j)^r$ qu'il nous suffit de déterminer.

3. APPLICATION : CHOIX STRATÉGIQUE DE RENFORCEMENT DE RÉSEAU DE TRANSPORT D'ÉLECTRICITÉ¹⁴

Le plus souvent les besoins de renforcement en matière de lignes résultent de la *croissance des flux de puissance active sur le réseau* pouvant entraîner le *dépassement des limites de transit admissibles sur les lignes*. Le respect des intensités admissibles induit des *surcoûts de combustibles* et de la *défaillance préventive*.

Les surcoûts de combustible sont liés à l'impossibilité de faire appel aux moyens de production les plus économiques en raison des insuffisances du réseau (utilisation non optimale des moyens de production). Quant aux coûts de défaillance (ou coûts des pertes), ils traduisent l'incapacité du système électrique à assurer la demande.

Les choix de renforcement doivent réaliser un compromis entre les coûts d'investissement et les coûts de gestion¹⁵. La *doctrine d'EDF* en matière de planification des investissements consiste alors à minimiser la somme actualisée des coûts d'investissement et des coûts d'exploitations estimés annuellement :

$$\text{coût total actualisé} = \sum_{t=0}^T \frac{I(t) + C_p(t) + C_c(t)}{(1+i)^t}$$

où :

- i est le taux d'actualisation,
- T est la période considérée (durée de vie de l'investissement),
- t est l'année de la période étudiée (variant de 0 à T),
- $I(t)$ est le coût des investissements réalisés l'année t ,
- $C_p(t)$ est le coût des pertes sur le réseau l'année t ,
- $C_c(t)$ est le surcoût de gestion en combustible l'année t .

¹⁴ Dans cet article, nous ne considérons que le réseau de Grand Transport (très haute tension).

¹⁵ En effet, un réseau extrêmement développé permettrait, à chaque instant et pour les différents états de disponibilité de la production et du réseau (*i.e.* quelle que soit l'offre), de satisfaire la consommation à l'aide des seuls moyens de production les moins chers, mais il nécessiterait des coûts d'investissement prohibitifs. À l'inverse, un réseau sous dimensionné ne coûterait pas cher à l'investissement mais engendrait des coûts de gestion exorbitants.

Soucieuse d'intégrer l'environnement dans son processus de décision et désirant diminuer encore les risques de défaillance, EDF nous a demandé d'enrichir cette approche technico-économique afin que le choix d'une stratégie de renforcement réalise un bon compromis entre les objectifs suivants :

- minimiser les coûts d'investissement et d'exploitation,
- assurer une bonne sécurité du système électrique,
- éviter au maximum les nuisances sur l'environnement.

Afin de répondre à cette demande, nous avons été amenés à :

- proposer une méthode d'évaluation environnementale liée au passage d'une ligne,
- définir des indicateurs de non-sécurité pour les aspects techniques ne pouvant pas être valorisés en terme de coût monétaire,
- réfléchir à la manière d'utiliser une méthode d'analyse multicritère pour la planification des réseaux de transport d'énergie; nous avons choisi MAUT pour être à même de prendre en compte l'incertitude qui pèse sur l'offre (*i.e.* disponibilité de la production et du réseau) et la demande d'énergie électrique¹⁶,
- appliquer la démarche à un cas concret pour juger en pratique de sa pertinence. L'application est inspirée d'un cas réel que l'on a simplifié pour les besoins de l'expérimentation et que l'on ne présente pas intégralement pour des raisons de confidentialité. En particulier, les données utilisées sont cohérentes mais totalement fictives¹⁷.

Dans cet article, nous mettons particulièrement l'accent sur le premier et le dernier point.

3.1. Indicateurs économique et de non-sécurité

Les objectifs de l'entreprise EDF (représenté par le décideur) nous ont dicté le choix des axes de l'analyse multicritère: axes économique, de sécurité

¹⁶ Les méthodes multicritères de l'École française ou européenne ont de grands mérites, mais elles ne permettent pas la prise en compte le risque d'une façon cohérente avec la théorie du risque généralement acceptée (pour un survol synthétique de la théorie du risque, cf. Munier [1989, 1995, 1996]).

¹⁷ Notons, en revanche, que les fonctions d'utilité reportées dans l'article sont celles qui ont été définies en interrogeant un décideur EDF. Il en est de même pour les coefficients de conversion environnementaux.

et d'environnement. Nous avons défini sur chacun d'eux les indicateurs traduisant les conséquences d'une stratégie.

Pour l'axe économique, nous avons choisi un indicateur qui se rapproche de la *doctrine EDF*: le **Coût total annuel** du renforcement sommant l'annuité d'investissement, le coût des pertes et le surcoût de gestion.

Pour la sécurité, nous avons retenu deux indicateurs :

- **nombre de surcharges/nombre d'incidents étudiés** ; c'est le nombre d'incidents entraînant la surcharge d'au moins un ouvrage, rapporté à l'ensemble des incidents étudiés. On simule des incidents sur le réseau et on comptabilise ceux qui entraînent au moins une surcharge.
- **surcharge maximale en % de l'intensité maximale supportée** ; sur l'ensemble des incidents étudiés, on retient l'intensité de la surcharge maximale. Celle-ci est exprimée en pourcentage de l'intensité maximale susceptible d'être supportée par l'ouvrage en surcharge.

3.2. Évaluation environnementale d'un renforcement : proposition de méthode

La prise en compte de l'environnement n'est pas inexistante à EDF puisque des *coefficients de faisabilité* sont définis par des experts pour les différentes stratégies envisagées. La détermination de ces coefficients est basée sur une méthode cartographique permettant d'identifier l'intensité des contraintes environnementales par superposition de cartes colorées transposées sur transparents. Sont élaborées autant de cartes qu'il y a de « thèmes environnementaux » (*cf. McHarg et al. [1980]*).

Parce qu'ils synthétisent l'ensemble des contraintes environnementales, de tels coefficients rendent implicite l'information environnementale et EDF n'est pas en mesure de justifier ses décisions auprès du public. De plus, ils n'interviennent pas au même titre que le critère technico-économique dans le choix des stratégies : le décideur les consulte pour savoir si la stratégie retenue est « faisable ».

La prise en compte de l'environnement dans l'analyse multicritère nécessite au préalable la modélisation des nuisances environnementales.

3.2.1. Modélisation des nuisances environnementales

Afin de refléter le mieux possible l'ensemble des dommages environnementaux causés par un tronçon de réseau reliant deux points A et B, nous avons retenu six thèmes différents, chacun étant représenté dans

l'analyse multicritère par un axe (Davriu et Taverdet [1994]):

- milieux naturels,
- habitat et population,
- agriculture et sylviculture,
- espaces touristiques et récréatifs,
- servitudes techniques et légales (aéroports, aérodromes, carrières, monuments classés...),
- paysage.

Ces thèmes sont relativement classiques. On les retrouve, à certaines variantes près, dans les évaluations environnementales des infrastructures de transport (Lamure [1991]). Ils servent d'ailleurs de grille à EDF pour la définition des coefficients de faisabilité évoqués ci-dessus.

La méthode consiste à répertorier, en consultant une carte, tous les éléments environnementaux susceptibles d'être affectés par le passage de la ligne en projet. On affecte ensuite ces éléments dans des classes de résistances à l'ouvrage de même intensité. Quatre degrés de résistance ont été définis :

	Résistance	Caractéristique de l'élément traversé
1	Très forte	Il ne peut être touché qu'en cas d'extrême nécessité.
2	Forte	Il est à éviter dans la mesure du possible.
3	Moyenne	Il peut, moyennant certaines réserves au plan environnemental, être retenu pour l'implantation du projet.
4	Faible	Il peut être touché moyennant des restrictions environnementales acceptables.

Ainsi, le bilan environnemental d'un ouvrage composé d'une (ou de plusieurs) ligne(s) est obtenu en sommant, pour chacun des axes, le nombre de kilomètres traversé dans chacune des classes¹⁸.

Un ouvrage est donc caractérisé sur chacun des axes i par un vecteur $V_{Ri} = (r_i^1, r_i^2, r_i^3, r_i^4)$ où r_i^j est le nombre de kilomètres traversant une zone de résistance j relativement au milieu i .

¹⁸ Lorsque les renforcements s'échelonnent dans le temps, c'est l'ouvrage achevé (*i.e.* comprenant tous les renforcements envisagés) que l'on évalue en considérant que l'impact sur l'environnement se fait sentir aujourd'hui. Si l'on fait l'hypothèse que le préjudice causé à l'environnement par kilomètre de réseau ne varie pas dans le temps, cette hypothèse est justifiée dans la mesure où l'environnement est une ressource épuisable et, par conséquent, son prix croît avec le taux de croissance de l'économie, *i.e.* le taux d'actualisation (Théorème de Hotelling [1931]).

Pour intégrer ce vecteur dans l'analyse multiattribut, il est nécessaire de le convertir en variable unidimensionnelle comme le suggère la méthode que nous avons présentée en section 2.2.

3.2.2. Conversion des variables vectorielles V_{Ri} , en variables unidimensionnelles

En interrogeant le décideur, on détermine les coefficients de conversion permettant de ramener les différents niveaux de résistance en un niveau unique : le niveau de résistance moyenne R_3 . Ces coefficients reflètent les préférences du décideur interrogé : pour chacun des axes environnementaux, combien de kilomètres supplémentaires en zone de résistance moyenne (*i.e.* R_3), celui est-il prêt à accepter pour perdre un kilomètre en zone de résistance R_j ($j = 1, 2, 4$) ? Le questionnaire a été réalisé avec $p = 1$ puisque l'incertitude n'affecte pas l'environnement.

La synthèse de ses réponses figure ci-dessous sous forme d'histogramme :

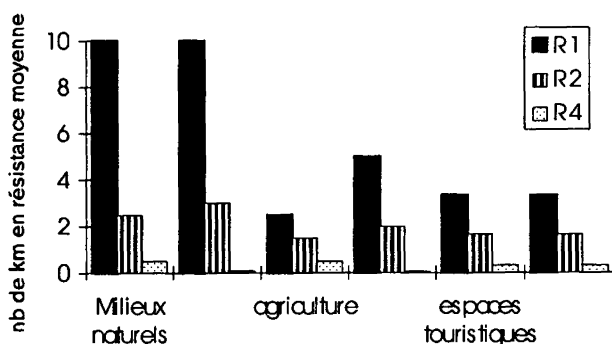


Figure 1. – Nombre de km équivalents R_3 pour un décideur EDF.

Le décideur EDF accorde au niveau de résistance très forte R_1 , une importance relative très marquée : pour les axes milieux naturels et habitat, il considère qu'un kilomètre traversant une zone de résistance très forte fait autant de dommage à l'environnement que 10 km en résistance moyenne. C'est pour l'axe agriculture qu'il existe le moins de différences entre les quatre niveaux de résistance.

En conclusion, l'indicateur retenu pour chacun des axes environnement est le nombre de kilomètres équivalents traversant une zone de résistance moyenne.

Récapitulons ci-dessous les dimensions considérées et pour chacune d'elles, les indicateurs retenus :

DIMENSIONS	INDICATEURS
Economique	X_1 Coût total annuel = annuité d'investissement + coût des pertes + surcoût de gestion
Sécurité	X_2 Nombre de surcharges/nombre d'incidents étudiés X_3 Surcharge maximale en % de l'intensité maximale supportée
Environnement	X_4 « Nb. de km traversant une zone de résistance moy. relativement » aux espaces naturels X_5 « » à l'habitat et la population X_6 « » à l'agriculture ou la sylviculture X_7 « » aux servitudes légales ou techniques X_8 « » aux espaces touristiques ou récréatifs X_9 « » au paysage

3.3. Scénarios considérés, stratégies envisagées et données

Rappelons que le cas présenté ici est simplifié et que les données sont fictives mais néanmoins cohérentes.

Dans le cas étudié, l'incertitude porte sur la demande d'électricité et sur la fiabilité du réseau face à cette demande. Elle joue uniquement sur les trois premiers indicateurs (coût total et sécurité), les indicateurs concernant l'environnement étant, pour une stratégie de renforcement, supposés connus de façon certaine¹⁹.

Pour modéliser cette incertitude, nous avons considéré quatre scénarios $(S_i)_{i=1 \text{ à } 4}$ combinant deux couples d'hypothèses antagonistes (H_1, H_2) et (H_3, H_4) :

H_1 : demande faible, $H_2 = \text{non-}H_1$: demande forte,

H_3 : réseau peu fiable, $H_4 = \text{non-}H_3$: réseau fiable.

On suppose, en effet, que la demande est discrète atteignant un niveau haut si EDF vend de l'énergie à l'étranger²⁰ et restant à un niveau moyen dans le cas où seuls les besoins nationaux doivent être satisfaits. Quant à la fiabilité, elle est liée au dimensionnement du réseau. Si, à terme, des renforcements prévus ont été effectivement réalisés, alors on considérera que

¹⁹ En particulier, la résistance d'un élément au passage d'une ligne est supposée constante dans le temps.

²⁰ La région où le réseau doit être renforcé se situe près de la frontière italienne.

le réseau est fiable. Dans le cas contraire, le réseau sera considéré comme sous-dimensionné, *i.e.* non fiable.

Les quatre scénarios combinant ces hypothèses de manière à balayer de façon exhaustive l'avenir des possibles ont été probabilisés par des experts EDF :

$$P(S_1) = P(\text{demande faible et réseau peu fiable}) = 2 \%,$$

$$P(S_2) = P(\text{demande faible et réseau fiable}) = 8 \%,$$

$$P(S_3) = P(\text{demande forte et réseau fiable}) = 72 \%,$$

$$P(S_4) = P(\text{demande forte et réseau peu fiable}) = 18 \%.$$

Trois stratégies de renforcement sont envisagées. Nous ne les caractérisons ici que par la valeur de leurs indicateurs :

Valeurs correspondant à l'indicateur économique (coût total annuel en M.F)

Scénarios (probabilité de réalisation)				
Stratégies	1 (2%)	2 (8%)	3 (72%)	4 (18%)
1	2535	2354	2403	2602
2	2539	2356	2398	2602
3	2523	2340	2381	2586

(Données estimées à l'aide d'un modèle de simulation EDF)

Données relatives à la sécurité

Scénarios (probabilité de réalisation)				
Stratégies	1 (2%)	2 (8%)	3 (72%)	4 (18%)
Nombre de surcharges / nombre d'incidents étudiés				
1	6/10	4/10	4/10	7/10
2	6/10	4/10	4/10	7/10
3	5/10	4/10	4/10	7/10
Surcharge maximale (% Intensité maximale tolérée)				
1	24.3	16.3	17.1	25
2	24	16.1	16.9	24.8
3	30.8	21.7	22.2	31.2

(Données estimées à l'aide d'un modèle de simulation EDF)

Données environnementales

Pour un axe environnement donné, la collecte des données se déroule en deux phases. La première consiste à faire révéler au décideur l'importance relative qu'il accorde à chaque niveau de résistance et la seconde à lire

sur une carte de contraintes le nombre de kilomètres traversés dans chaque zone de résistance.

L'indicateur (nombre de kilomètres équivalents (R_3)) est alors le produit du nombre de kilomètres traversés dans chaque zone par les coefficients de conversion :

Stratégies	Espaces naturels	Habitat	Agriculture	Servitude	Tourisme	Paysage
1	115	115	115	115	115	115
2	153	123	153	119	140	140
3	680	86	110	140	280	280

3.4. Fonctions d'utilité et constantes k_i

Le décideur EDF a été interrogé pour la vérification des hypothèses d'indépendance. Si l'indépendance au sens des probabilités et au sens des utilités a pu être vérifiée, il est apparu en revanche, que les dimensions n'étaient pas rigoureusement indépendantes au sens des préférences.

On a constaté, en effet, que les axes environnementaux étaient liés : il s'avère que le décideur est prêt à payer plus cher pour améliorer les performances sur un axe environnement, quand, relativement aux autres axes environnement, les indicateurs ont de mauvais scores.

En première approximation, on supposera malgré tout, que l'on se situe dans le cas où la fonction f (cf. relation (I)) est additive ou multiplicative. Il convient alors d'encoder, en tâchant d'éviter les biais signalés en section 1, les différentes fonctions d'utilité partielle du décideur. Nous relatons sur la figure 2 les résultats obtenus²¹.

Pour déterminer le jeu de constantes k_i , on demande au décideur de déterminer, axe par axe, la somme d'argent qu'il est prêt à verser pour faire passer l'indicateur de sa moins bonne à sa meilleure performance²². D'après

²¹ L'encodage a été réalisé sur les intervalles [10, 200] car les coefficients de conversion n'étaient pas connus lorsque nous avons interrogé le décideur.

²² Comme au moment où nous avons interrogé le décideur, nous ne connaissions pas les coefficients de conversion, les constantes k_i ont été évaluées en supposant que les intervalles de variation pour tous les axes environnement étaient [10, 200 km]. Pour être rigoureux, il faudrait corriger à la hausse les constantes k_4 (milieux naturels), k_8 (tourisme) et k_9 (paysage) dont les intervalles de variations sont supérieurs à [10, 200 km]. Cela peut être fait lors des études de sensibilité.

ses réponses, on obtient (cf. Fig. 3):

$$k_2 = 3/4k_1,$$

$$k_3 = 1/2k_1,$$

$$k_4 = k_5 = k_7 = k_8 = k_9 = 1/2k_1,$$

$$k_6 = 1/4k_1 \text{ et } k_1 = 0,2;$$

soit: $k_2 = 0,15$; $k_3 = 0,1$; $k_4 = k_5 = k_7 = k_8 = k_9 = 0,1$; $k_6 = 0,05$.

On constate que $\sum_i k_i = 1$, la fonction f est additive (*i.e.* il n'y a, théoriquement, pas d'interaction entre les axes).

$$k_1 > k_2 > k_3 = k_4 = k_5 = k_7 = k_8 = k_9 > k_6.$$

L'axe économique s'avère être le plus important, suivi des axes sécurité puis des axes environnement.

Comme il y a six sous-axes environnement, le poids accordé à l'environnement (somme des poids accordés à chaque sous-axe) se trouve surévalué par rapport aux poids accordés à l'axe économie et sécurité; il représente à lui seul 55 % du total des poids. Ce biais pourrait être évité si le décideur interrogé avait conscience de l'additivité des poids associés aux sous-axes environnement et appréhendait de manière bien distincte chacun des aspects environnementaux traduits par ces sous-axes.

Cependant, nous constaterons lors du bilan (Sect. 3.5.2) que le poids élevé accordé à l'environnement n'influence pas le classement général des stratégies.

X_1 : Coût total annuel

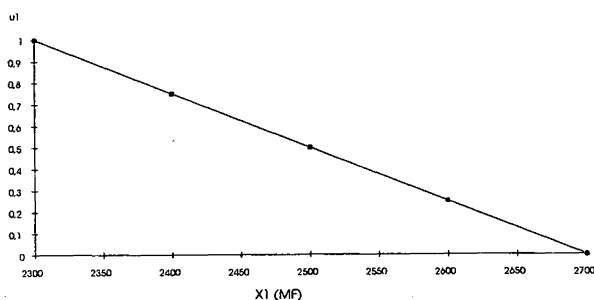
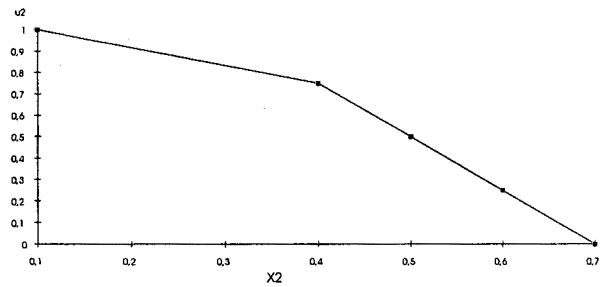


Figure 2. – Utilité partielle pour le décideur.

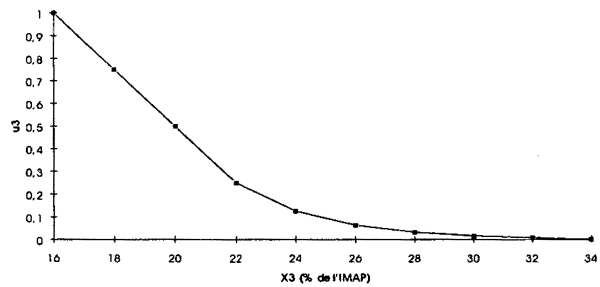
La fonction d'utilité relative au coût total annuel est linéaire. Cela traduit une attitude neutre par rapport au risque pour ce critère, ce qui est conforme à ce que l'on peut attendre d'un décideur dans une entreprise publique.

X_2 : Nombre de surcharges/nombre d'incidents étudiés



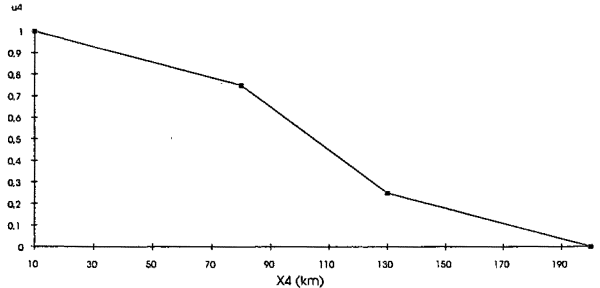
La fonction d'utilité u_2 est concave: aversion du décideur par rapport au risque.

X_3 : Surcharge maximale en %



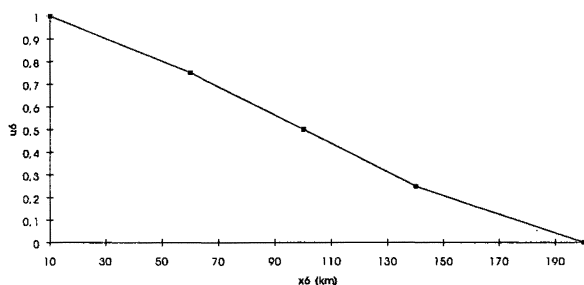
Jusqu'à 22 % (seuil), la fonction d'utilité u_3 est linéaire (attitude neutre par rapport au risque du décideur), puis elle tend vers zéro en étant convexe, ce qui signifie qu'après cette valeur, le décideur considère *qu'il n'y a plus rien à perdre* et prend donc des risques.

X_4 : Espaces naturels



On constate que de 10 à 100 km environ, la fonction d'utilité est concave alors qu'elle est convexe après. Cela signifie que le décideur a de l'aversion pour le risque tant que la ligne ne dépasse pas 100 km. Au-delà de ce *point d'ancrage*, il considère qu'il n'a plus rien à perdre car l'environnement est, de toute façon, bien endommagé. Il n'hésite donc pas à prendre des risques. D'après le décideur, les fonctions d'utilité partielle relatives aux autres axes environnementaux (X_5, X_7, X_8, X_9) ont toutes la même forme que u_4 , excepté la fonction relative à l'axe agriculture – sylviculture.

X_6 : Agriculture – sylviculture



On retrouve ici aussi un *point d'ancrage* (100 km) marquant un changement dans l'attitude du décideur par rapport au risque. Pour cet axe, on notera tout de même que l'aversion et le goût pour le risque sont beaucoup moins marqués que pour les autres axes (utilité quasi-linéaire).

3.5. Résultats

Nous avons utilisé le logiciel *Logical Decision for Windows (LDW)*. Ce logiciel est une aide cognitive en vue du classement des stratégies et de l'étude de sensibilité sur les poids k (cf. Fig. 4 où l'on visualise, axe par axe, la valeur du poids – exprimée en % – qui modifie le classement).

3.5.1. Classement des stratégies

- Classement des stratégies en considérant l'ensemble des objectifs :
(coût total annuel, risques de défaillances, nuisances environnementales)

	Utilité	
Stratégie n°1	0.3847	
Stratégie n°2	0.3263	
Stratégie n°3	0.2195	

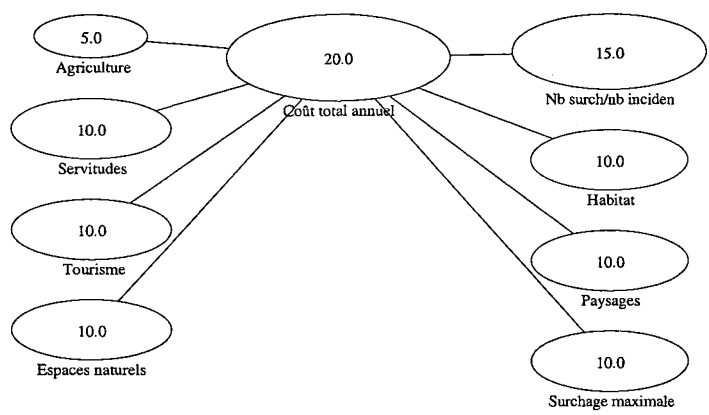


Figure 3. – Valeur des poids exprimée en pourcentages (le diamètre des disques est proportionnel aux poids). Figure obtenue avec le logiciel *Logical Decision for Windows (LDW)*.

• Classements partiels obtenus en considérant un sous-objectif :

– le coût total

	Utilité	Coût total (MF)	
Stratégie n°3	0.7063	2417.46	<div></div>
Stratégie n°2	0.6646	2434.18	<div></div>
Stratégie n°1	0.6562	2437.54	<div></div>

– la sécurité

(nombre de surcharges/nombre d’incidents étudiés, % de la surcharge maximale)

	Utilité	
Stratégie n°2	0.2051	<div></div>
Stratégie n°1	0.2009	<div></div>
Stratégie n°3	0.1361	<div></div>

– l’environnement

(nombre de kilomètres équivalents R_3 pour chaque axe)

	Utilité	
Stratégie n°1	0.3695	<div></div>
Stratégie n°2	0.2585	<div></div>
Stratégie n°3	0.08041	<div></div>

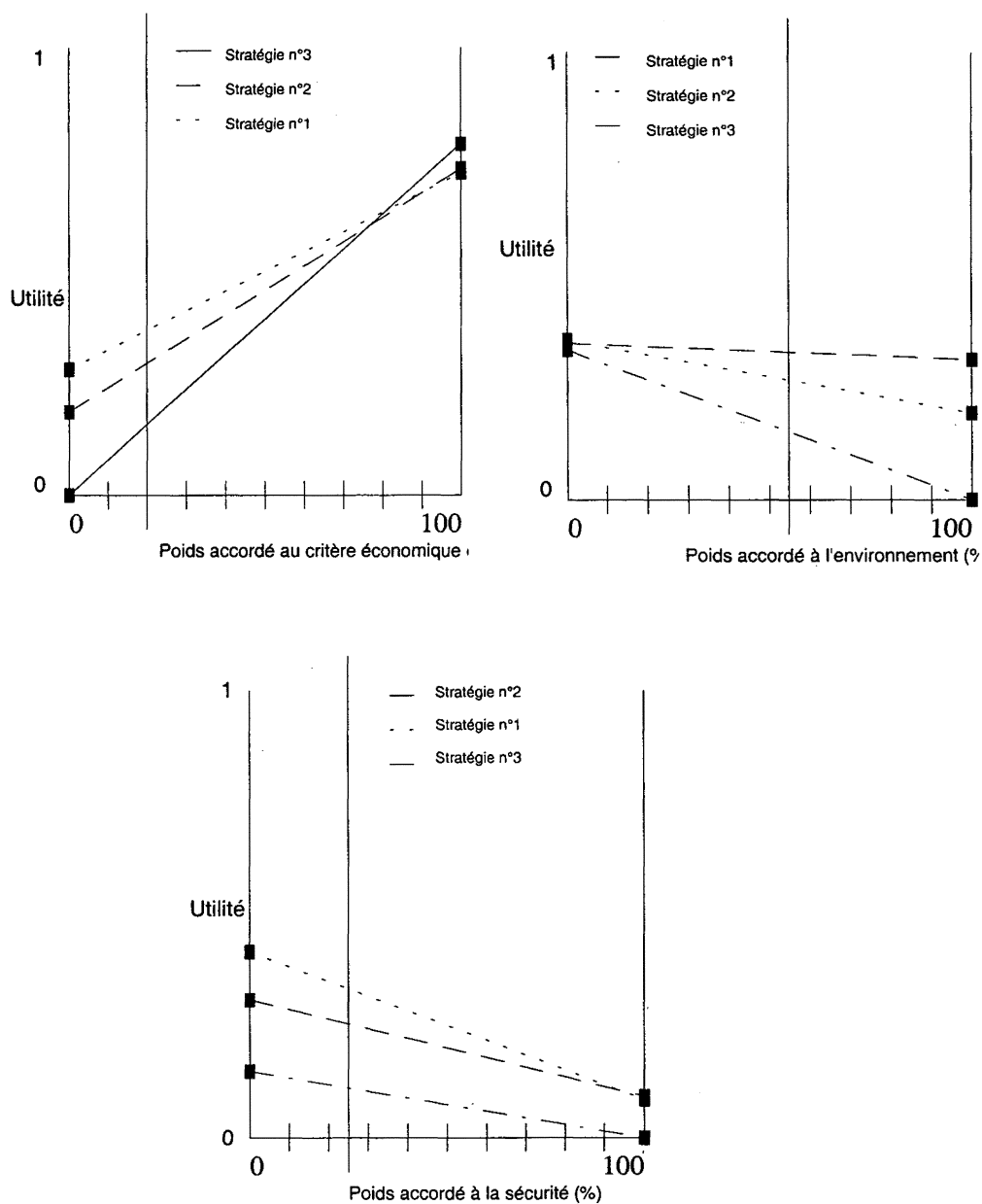


Figure 4. – Classement des stratégies en fonctions des poids k .

3.5.2. Discussion

La stratégie n°1 se trouve en tête du classement malgré sa mauvaise performance économique. Il faudrait que le poids accordé à ce critère, évalué à 20 %, dépasse le seuil de 80 % pour qu'elle bascule en seconde position.

Sa performance au niveau qualité est bonne (presque aussi bonne que la meilleure stratégie relativement à cet axe).

C'est sur le plan environnement qu'elle se démarque le mieux des stratégies concurrentes avec une utilité largement supérieure. Ce n'est pourtant pas en raison du poids important accordé à l'environnement (55 %), qu'elle est en tête du classement général. Si l'on se réfère à la figure 4, on constate en effet qu'il faudrait un poids environnemental, quasi-nul pour qu'on lui préfère la stratégie n°2.

Notons que la stratégie n°3, classée en troisième position, présente du point de vue économique le meilleur score. En revanche, c'est elle qui réalise le plus mauvais score pour la sécurité et pour l'environnement. Il faudrait que le poids du critère économique dépasse 80 % pour qu'elle soit retenue dans le choix final.

CONCLUSION

Le couplage entre évaluation environnementale en présence de variables vectorielles et méthode multicritère de l'école française a été étudié par Rousseau et Martel [1993] pour choisir le tracé d'une ligne électrique. Nous avons, de notre côté, proposé une méthode pratique de couplage entre évaluation avec variables vectorielles relatives à l'environnement et MAUT en vue de déterminer une stratégie de renforcement du réseau de transport d'électricité. MAUT a été choisie en raison du risque sur l'offre et la demande d'électricité qui pèse sur de telles décisions et de la relation directe de l'utilité multiattribuée avec la théorie du risque la plus généralement admise. Notre méthode peut s'appliquer aussi à l'évaluation du point de vue de la collectivité d'une politique d'environnement. Ainsi, Keeney [1984] a proposé la caractérisation de *fonctions d'utilité publique*, permettant de traiter ce type de problèmes. Mais la question des variables multidimensionnelles reste la même que ci-dessus et notre méthode garde toute sa portée à cet égard aussi.

Pour permettre de considérer en pratique des variables multidimensionnelles avec MAUT, nous avons suggéré de convertir ces variables vectorielles en variables unidimensionnelles en interrogeant le décideur afin de refléter ses préférences et son attitude face au risque. Dans le cas où le décideur

est neutre vis-à-vis du risque pour ces vecteurs, alors la méthode revient à déterminer des coefficients de conversion entre chaque composante et une composante choisie *a priori*. Le procédé a pu être utilisé avec grande facilité pour convertir les vecteurs de variables environnementales résultant de l'évaluation stratégique de la construction d'une ligne électrique. Une telle évaluation, si elle veut tenir compte des facteurs d'environnement, conduit en effet à définir des variables multidimensionnelles : une variable par milieu considéré et, pour chaque variable, une composante par degrés de résistance (résistance du milieu au passage de la ligne). La méthode proposée présente donc un intérêt pratique évident. Elle présente néanmoins l'inconvénient de devoir être mise en œuvre vecteur par vecteur. Autrement dit, pour chaque nouveau jeu de données, il faut recommencer la conversion.

Il convient de souligner les limites méthodologiques de l'application réalisée en même temps que les affinements possibles de la méthode proposée. On a en effet supposé dans l'application ci-dessus :

- 1) l'unicité du tracé pour la ligne,
- 2) la fiabilité des données de terrains associées à ce tracé,
- 3) la pérennité de la définition des degrés de résistance,
- 4) l'absence de risque épistémique concernant les impacts sur l'environnement.

Des perfectionnements de la méthode permettent de répondre à de telles objections. En effet :

- différents tracés peuvent être envisagés et probabilisés en considérant le risque d'interférence de facteurs externes (influences politiques, contraintes rédhitoires non prévues *a priori*...),
- des densités de probabilité peuvent être affectées aux données de terrains caractérisant chaque tracé. Avant que le choix final d'une stratégie de renforcement ne soit arrêté, les tracés ne sont en effet pas connus de façon précise,
- les degrés de résistance au passage d'une ligne peuvent être modélisés comme variables dans le temps. La « déclinaison kilométrique » de la ligne est alors entachée d'un facteur de risque supplémentaire et l'actualisation de l'évaluation nécessite l'utilisation de modèles d'actualisation sophistiqués (cf. Siebert [1992]),

- enfin, un facteur de risque épistémique peut être introduit pour l'évaluation des impacts environnementaux. C'est aux biologistes, aux médecins qu'il revient alors de définir les distributions de probabilités correspondantes.

En revanche, d'autres limitations tiennent à la *nature* de la méthode elle-même, et sont beaucoup plus difficiles à surmonter. La *logique compensatoire* à laquelle MAUT se réfère peut être contestée. Si l'on pense ne pas pouvoir admettre qu'un mauvais score sur un axe environnement puisse toujours être compensé par un score suffisamment bon sur d'autres axes environnement, il faut avoir recours à des modèles modélisant les liens entre critères. Ces modèles doivent néanmoins rester simples pour être utilisables en pratique (cf. Krantz *et al.*, [1971]).

Par ailleurs, les choix stratégiques dans le transport d'énergie électrique, sont des choix fréquents, contrairement au choix d'emplacement d'un aéroport (de Neufville et Keeney [1972]) ou d'une centrale nucléaire (Keeney et Nair [1977]). Utiliser MAUT fréquemment implique de disposer d'un logiciel convivial aidant l'opérateur à définir les fonctions d'utilité pour chaque nouvelle décision. Les méthodes mises au point pour assister le décideur dans l'encodage des fonctions d'utilité sont ici d'une grande importance. Les progrès récents permettent de faire face de façon de plus en plus satisfaisante à cette tâche (cf. Jacquet-Lagrece [1990], Jacquet-Lagrece *et al.* [1987] ou, plus récemment, Wakker *et al.* [1996]).

Enfin, les techniques d'utilité multitattribuée présentées dans cet article restent tributaires de l'hypothèse d'utilité espérée, sous laquelle elles ont été initialement établies (Keeney et Raiffa [1976]). Cette hypothèse ne permet pas d'appréhender correctement les comportements en univers risqué (Munier [1995]) en particulier pour les structures de risque correspondant aux risques environnementaux (Abdellaoui et Munier [1998]). En vue d'un encodage correct des préférences face au risque – qu'il s'agisse des préférences du public dans le cas de décisions de la collectivité, ou de la fonction d'utilité du décideur dans le cas de stratégie concernant l'environnement développé ci-dessus – il est donc important d'explorer la possibilité de généraliser la technique de MAUT. La modélisation du support au management public doit en effet acquérir plus de réalisme et de précision. Des progrès importants ont toutefois été accomplis dans cette direction récemment (cf. Beaudouin *et al.* [1999]).

Il reste qu'une organisation responsable du transport d'énergie doit, pour utiliser ce type de méthode, mettre en place un système de collecte de données efficaces, caractérisant sur le plan environnemental toutes les stratégies envisagées et disponibles au même moment que les données économiques et techniques. En dernière analyse, le fond de la question revient à introduire plus de parallélisme entre études économiques, techniques et environnementales. Aujourd'hui encore, ces études sont mises en œuvre de façon plus souvent séquentielle que parallèle, avec toutes les pertes d'efficacité qui en résultent.

RÉFÉRENCES

- M. ABDELLAOUI et B. MUNIER, *The Risk Structure Dependence Effect: Experimenting with an Eye to Decision-Aiding*, *Annals of Operations Research*, 1998, p. 237-252, Note de recherche GRID No. 96-02, 1996.
- F. BEAUDOUIN, B. MUNIER et Y. SERQUIN, Multi-attribute Decision Making and Generalized Expected Utility in Nuclear Power Plant Maintenance, M. J. Machina et B. Munier, Eds., *Beliefs, Interactions and Preferences in Decision Making*, Kluwer Academic Publishers, Boston/Dordrecht, 1999, p. 341-357.
- J.-P. BRANS et B. MARESCHAL, *The Promethee methods for MCDM: The Promcalc, Gaia and Bankadviser softwares*, C. Bana et Costa, Eds., *Readings in Multiple Criteria Decision Aid*, Springer Verlag, Berlin/New York, 1990, p. 216-252.
- A. DAVRIU et N. TAVERDET, *PPRD ELISEE – Indicateurs à prendre en compte dans le cadre d'analyses multicritères appliquées à la planification des réseaux de transport – propositions*, Note EDF HR 16/94/031, HR, 12/94/041, 1994.
- Ph. DELQUIE, *Eliciting Preferences free of Compatibility and Prominence Biases*, Note de Recherche GRID No. 93-10, 1993.
- Ph. DELQUIE, *Inconsistent Tradeoffs between Attributes: New Evidence in Preference Assessment Biases*, *Management Science*, 1993, 39, p. 1382-1395.
- Ph. DELQUIE et R. DE NEUFVILLE, *Response Modes and Inconsistencies in Preference Assessments*, A. Chikàn, Ed., *Progress in Decision, Utility and Risk Theory*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston, 1991, p. 145-153.
- R. DE NEUFVILLE et R. L. KEENEY, *Use of Decision Analysis in Airport Development for Mexico City*, Drake, Keeney and Morse, Eds., *Analysis of Public Systems*, Mass. M.I.T. Press, Cambridge, 1972.
- R. DE NEUFVILLE et Ph. DELQUIE, *A Model of the Influence of Certainty and Probability Effect on the Measurement of Utility*, B. Munier, Ed., *Risk Decision and Rationality*, Reidel, Dordrecht/Boston, 1988, p. 189-205.
- HYDRO-QUEBEC, *Méthodes d'évaluation environnementale lignes et postes*, Vice-présidence Environnement, Montréal, 1990.
- E. JACQUET-LAGREZE, *Interactive assessment of preferences using holistic judgements: the PREFCALC System*, C. A. Bana et Costa, Eds., *Reading in Multiple Criteria Decision Aid*, Springer-Verlag, 1990, p. 336-350.
- E. JACQUET-LAGREZE, MEZIANI et R. SLOWINSKI, *MOLP with an interactive assessment of a piecewise utility function*, *European Journal Operational Research*, 1987, 31, p. 350-357.

- R. L. KEENEY, *Structuring Public Utility Functions*, Operations Research Letters, Elsevier Publishers B.V. (North-Holland), 1984, 3, p. 1-4.
- R. L. KEENEY et K. NAIR, *Nuclear Siting Using Decision Analysis*, Energy Policy, 1977, p. 223-231.
- R. L. KEENEY et H. RAIFFA, *Decisions with Multiple Objectives – Preferences and Value Tradeoffs*, John Wiley and Sons, New York, 1976, Réédition Cambridge University Press, 1993.
- D. H. KRANTZ, R. D. LUCE, P. SUPPES et A. TVERSKY, *Foundations of measurement - Vol. 1: Additive and polynomial representation*, Academic Press Inc, New-York, 1971.
- C. LAMURE, *Critères d'évaluation stratégique pour l'environnement des infrastructures de transport*, Recherche Transports Sécurité, 1991, 32, p. 157-164.
- M. MCCORD et R. DE NEUFVILLE, *Lottery Equivalents: Reduction of the Certainty Effect in Utility Assessment*, Management Science, 1986, 32, p. 56-60.
- B. MUNIER, *Calcul économique et révision de la théorie de la décision en avenir risqué*, Revue d'économie politique, 1989, 99, p. 276-306.
- B. MUNIER, *Entre rationalités instrumentale et cognitive: contributions de la dernière décennie à la modélisation du risque*, Revue d'économie politique, 1995, 105, p. 5-70.
- B. MUNIER, *Prix du risque et rationalité*, Revue d'économie financière, 1996, 37, p. 31-58.
- J. G. RAU et D. C. WOOTEN, *Environmental Impact Analysis Handbook*, McGraw-Hill, New York, 1980.
- A. ROUSSEAU et J. M. MARTEL, *Évaluation environnementale d'une ligne à haute tension: une méthode multicritère*, Document de travail No. 93-83, Septembre 1993.
- B. ROY, *Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE)*, Revue Française d'Informatique et de Recherche Opérationnelle, 1968, 8, p. 57-75.
- B. ROY, *Méthodologie Multicritère d'aide à la décision*, Economica, Paris, 1985.
- B. ROY et D. BOUYSSOU, *Aide multicritère à la décision: méthodes et cas*, Economica, Paris, 1985.
- B. ROY et H. HASSAN, *Intérêt des méthodes multicritères pour l'aide à la décision concernant les investissements en matière d'infrastructures de transports*, Cahier du LAMSADE No. 124, Université de Paris Dauphine, Juin 1994.
- A. SCHARLIG, *Décider sur plusieurs critères. Panorama de l'aide à la décision multicritère*, Presses Polytechniques Romandes, Lausanne, 1985.
- H. SIEBERT, *Economics of the Environment: Theory and Policy*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, réédition révisée, 1992.
- J. SIMOS, *Évaluer l'impact sur l'environnement*, Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Bienne, 1990.
- Ph. VINCKE, *L'aide multicritère à la décision*, Éditions Ellipses (France) et Éditions de l'Université de Bruxelles (Belgique), 1989.
- P. WAKKER et D. DENEFFE, *Eliciting von Neumann-Morgenstern Utilities when Probabilities are Distorted or Unknown*, Management Science, 1996, 42, p. 113-150.