

ORSTOM
32, avenue Henri Varagnat
93143 Bondy Cedex
Tél. 48 02 55 00 - Fax 48 47 30 88

ÉTUDE
COÛT INCRÉMENTAL ET PROTECTION DE LA BIODIVERSITÉ

Réalisée à la demande du Fonds Français pour l'Environnement Mondial
-FFEM-

DOCUMENTS DU GROUPE DE TRAVAIL

**Quelques réflexions sur le concept de coût incrémental et sa mise en oeuvre
dans la protection de la biodiversité**

Patrick Point
Directeur de recherche au CNRS
GREQAM UMR 9990 du CNRS
Chargé de mission GIP HydrOsystemes

Janvier 1996

ORSTOM Documentation



010004132

QUELQUES REFLEXIONS SUR LE CONCEPT DE COUT INCREMENTAL ET SA MISE EN OEUVRE DANS LA PROTECTION DE LA BIODIVERSITE¹

Janvier 1996

Patrick POINT

Directeur de recherche au CNRS
GREQAM UMR 9990 du CNRS
Chargé de mission GIP HydrOsystemes

Le concept de coût incrémental soulève un ensemble de questions qui ont été pour partie au moins identifiées (Pearce, Barrett 1993), (King 1994) en attendant d'être résolues. L'attention s'est ainsi portée sur : le niveau de référence (baseline), les indicateurs d'efficacité d'un programme de biodiversité, la définition du coût incrémental, la mesure du coût et éventuellement des bénéfices du programme, le destinataire de la compensation, l'impact économique national du programme.

Nous voudrions ici nous attacher à deux aspects reliés à la définition du coût incrémental. Le premier concerne la relation bénéfices externes, bénéfices internes de la conservation de la biodiversité, le deuxième a trait aux produits joints d'un programme destiné à conforter la biodiversité. Très modestement nous suggérerons de réfléchir aux problèmes d'imputation des coûts communs et proposons une piste avec l'utilisation des prix d'Aumann-Shapley.

I. BENEFICES INTERNES ET EXTERNES DE LA BIODIVERSITE.

Il y a classiquement une distinction faite entre coût brut et coût net. Le premier CTB correspond à la différence entre coût du projet avec convention de conservation de la biodiversité CT(CCB) et du coût du projet sans conservation CT(-CCB). Le second CTN suppose que l'on défalque du premier les bénéfices nationaux BT_r , issus du programme de conservation. Dans ce dernier cas, le pays receveur est compensé pour la seule partie correspondant à des effets externes positifs. On suppose qu'il internalise les bénéfices nationaux. On a la relation :

$$CTN = CTB - BT_r$$

Il est clair qu'avec le coût net, le pays accueillant le projet avec convention de conservation de la biodiversité est dans une situation qui, en terme de bien-être, est équivalente à celle du projet sans application de la convention de conservation de la biodiversité.

Il n'est peut être pas inutile de revenir un peu plus en détail sur cette distinction. En effet, les organismes et les auteurs se réfèrent pour certains au premier concept, et pour d'autres, notamment le GEF au second. Il y a des arguments en faveur de chaque formule.

La prise en considération du coût brut part de l'observation selon laquelle si un pays n'a pas d'avantage net dans le système de compensation, il n'a aucune incitation à s'engager dans le processus. C'est là à n'en pas douter une question importante, mais on peut s'interroger, sur la

¹ Je remercie V. Lauriola et P. Cornut pour leur relecture d'une version provisoire de ce texte.

nécessité d'imputer l'ensemble des bénéfices nationaux de l'opération comme contribution incitative, et sur la pertinence même de cette forme d'incitation par rapport à d'autres éventuellement plus directement perceptibles.

Par ailleurs, le choix du coût brut n'est pas cohérent avec les principes d'efficience économique. Ceci peut conduire à préserver, par comparaison avec le concept de coût net, un volume (ou une qualité) plus faible de biodiversité. Le caractère de bien collectif qui est souvent présent dans les projets visant la protection de la biodiversité est également à l'origine de possibles distorsions. Nous examinerons brièvement ces deux aspects. Nous le ferons en nous en tenant à une stylisation des phénomènes. C'est à dire que nous adopterons des hypothèses de caractère général qui bien sûr peuvent se révéler erronées pour certains cas d'espèce. Le soucis n'est pas de répondre à des questions dans un contexte donné, mais de se doter de quelques points de repère.

I.1. COUT BRUT, COUT NET ET EFFICIENCE

C'est un résultat somme toute trivial qui est repris ici et mis en perspective. En effet, pour des bénéfices croissant à taux décroissant et des coûts croissant à taux croissant par rapport à un indicateur de biodiversité, la prise en considération des coûts nets conduit à sélectionner un niveau de biodiversité supérieur à celui que l'on retiendrait avec le coût brut. Ceci bien entendu par référence au critère d'efficience.

On peut toujours discuter pour tel ou tel projet le caractère décroissant des bénéfices marginaux en fonction de la variable représentative de la biodiversité, en moyenne, cela est sans doute le profil très largement dominant. De même, s'agissant des coûts marginaux, leur croissance correspond à une tendance reconnue. Rappelons que les coûts nets ne s'identifient pas aux seuls coûts financiers directs, mais qu'ils intègrent les coûts indirects et surtout les coûts d'opportunité. Ce dernier terme reflète le coût qui résulte du renoncement à un certain nombre d'activités ou de projets alternatifs du fait de la préservation de la biodiversité. La croissance du coût d'opportunité avec l'augmentation de l'indicateur de biodiversité est le cas de figure le plus vraisemblable.

On peut illustrer le résultat évoqué de bien des façons. Classiquement, nous supposons que les bénéfices associés à des niveaux croissants de biodiversité sont croissants à taux décroissant pour le pays donateur. S'agissant des coûts bruts ou nets du pays receveur, nous les considérerons croissants à taux croissant. L'écart entre les deux courbes est constitué par les bénéfices nationaux.

Pour la présentation graphique, les bénéfices nationaux sont implicitement posés croissants, proportionnels au niveau de biodiversité. Ils sont tels que le coût net peut être négatif jusqu'à un certain niveau de biodiversité. Ceci indique simplement que pour des niveaux faibles de biodiversité, les bénéfices nationaux peuvent être supérieurs au coût total brut. Ces deux dernières hypothèses qui correspondent à la situation représentée au schéma n°1 ne sont pas déterminantes pour une démonstration qui s'établit dans un cadre plus général.

Une analyse graphique de cette situation (schéma n° 1) confirme que c'est l'option coût net qui assure le niveau le plus élevé de biodiversité. Même si l'argumentation en termes d'incitations pourrait laisser croire le contraire, rendre la situation plus avantageuse pour le pays récepteur se traduit au bout du compte par un niveau global de biodiversité plus faible. Ici l'optimum de biodiversité est atteint pour le niveau Q_1 en référence au coût brut. La prise en considération du coût net amène à retenir le niveau Q_2 .

Les situations rencontrées sont parfois plus complexes. Par exemple, les bénéfices externes peuvent n'apparaître qu'à partir d'un certain seuil de biodiversité. Dans ce cas de figure, il est possible que la compensation ne puisse s'effectuer qu'avec une approche en termes de coûts nets. Avec des bénéfices du type BT'_d , la référence au coût net conduit à retenir le niveau Q_3 . Par contre la référence au coût brut conduit à conclure à l'absence d'intérêt d'un tel projet.

La pertinence de ce type de situation dépend de la part relative des bénéfices internes par rapport aux bénéfices externes. Plus ils sont importants, plus grande est la vraisemblance de ce cas. La suggestion de Pearce et Barrett (1993) de considérer coût brut et coût net comme les bornes supérieure et inférieure dans la négociation autour de la compensation, pour attractive qu'elle soit au premier abord, n'est pas, à la lumière de ces réflexions aussi évidente.

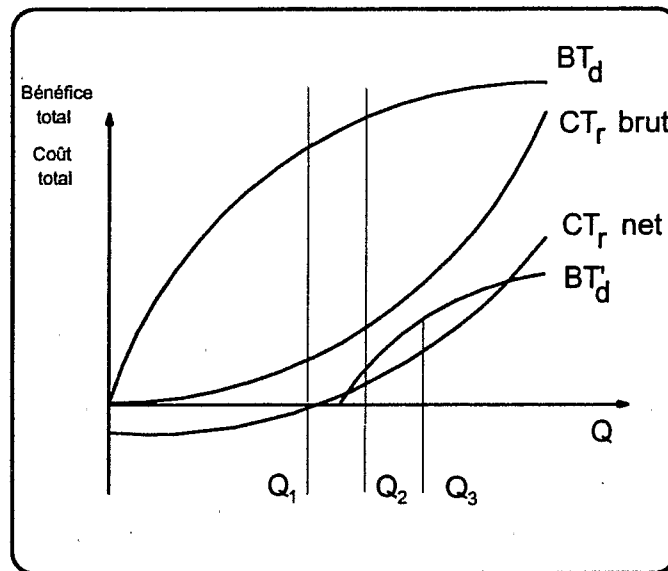


Schéma n° 1

Insistons encore sur le fait que de tels résultats sont de simples repères qui doivent être connus du décideur, mais qui ne dictent en aucune manière son choix. Ils viennent prendre leur place parmi d'autres considérations relevant par exemple de l'équité ou d'autres principes éthiques.

I.2. LA BIODIVERSITE DANS SA DIMENSION DE BIEN PUBLIC.

Une part variable, mais non négligeable des services rendus par la biodiversité confortée ou développée grâce à des projets adaptés, a un caractère de bien public. Cela signifie en particulier que l'usage fait par le pays hôte ne réduit pas les services auxquels s'intéresse le pays donateur.

Cette situation mérite d'être examinée plus en détail. On peut considérer que l'on est en présence de production d'un bien public dans le cadre d'une formule qui s'apparente à la souscription. Il n'est pas inutile de rappeler ici que la théorie décèle alors un risque de production sous-optimale. Nous pouvons l'illustrer graphiquement dans le cas de relations bilatérales (schéma n° 2). Soient $D_r(Q)$ la demande de biodiversité du pays récepteur du projet, et $D_d(Q)$ celle du pays donateur. Soit CmS le coût marginal social. Le schéma n°2 restitue le mécanisme qui est à l'oeuvre.

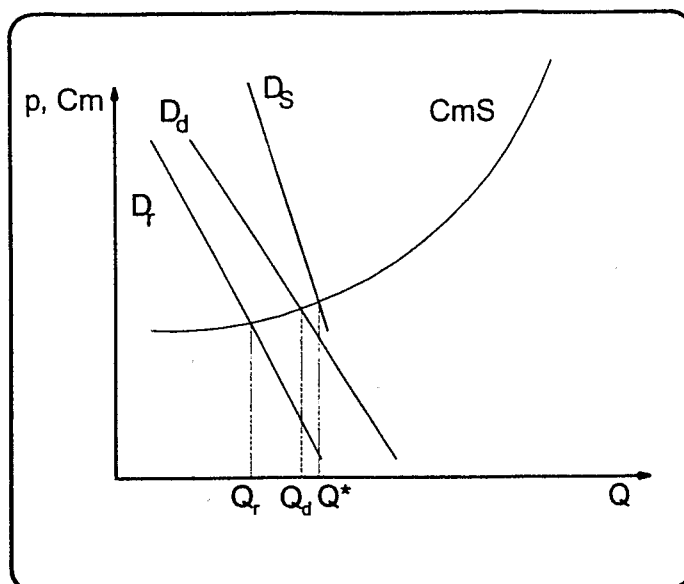


Schéma n° 2

Le pays donateur se réfère à sa propre demande de biodiversité et, compte tenu du coût, choisit le niveau Q_d . Le pays récepteur qui a une demande plus faible se serait situé au niveau Q_r . Puisqu'on propose Q_d , il se satisfera de ce niveau. Pourtant si l'on considère la demande agrégée (agrégation verticale) le niveau optimal serait supérieur. Il s'établirait à Q^* .

Ici, chaque protagoniste contribue à la production de bien public jusqu'à ce que le coût marginal en bien privé de la production de bien public soit égal à son propre taux de substitution². Il ne tient pas compte du fait que la production qu'il finance profite aussi à l'autre. Cette façon de raisonner étant identique pour chacun, au total, on assure un niveau de bien collectif inférieur à ce que suggère l'optimalité parétienne.

L'équilibre obtenu avec ce système de souscription est un équilibre de Nash pour un jeu non coopératif dans lequel chaque agent choisit sa contribution en considérant les autres comme des données. En d'autres termes, le pays receveur se contentera de la contribution du pays donateur. Une approche planifiée conduirait à un niveau reflétant l'interdépendance des utilités.

II. PROTECTION DE LA BIODIVERSITE ET PRODUITS JOINTS.

Au-delà de l'arbitrage entre bénéfice interne et bénéfice externe, se pose nous semble-t-il la question du partage sinon des bénéfices du moins des coûts entre ce qui dans le volet biodiversité relève de l'objectif visé et ce qui représente des produits ou des services joints ayant la nature d'effets externes positifs.

Par exemple, un programme de reconstitution du stock d'une espèce aquatique menacée peut nécessiter une amélioration de la qualité des eaux, amélioration dont les aspects positifs s'étendent à divers secteurs de l'économie : tourisme, industrie, AEP etc...

Cette question ne se confond pas avec la précédente notamment pour l'arbitrage coût brut ou coût net. Elle peut être considérée comme située en amont.

Une caractéristique des programmes visant à conforter la biodiversité est qu'ils nécessitent des investissements générateurs de produits joints. Est-il acceptable de faire porter à

² Ceci diffère de la condition de Samuelson qui suppose une égalisation de la somme des taux marginaux de substitution bien public/bien privé avec le taux de transformation bien public/bien privé.

la seule protection de la biodiversité le coût d'opérations dont la valeur des produits joints peut se révéler supérieure à la stricte amélioration de la biodiversité? Ici, les bénéfices nationaux comprennent pour une part l'utilité locale de la biodiversité, mais aussi tous les autres produits joints.

Que faut-il financer au titre de la biodiversité? Doit-on considérer qu'un investissement lourd nécessaire à son amélioration, mais porteur de multiples autres effets positifs lui revient intégralement? Peut-on identifier ce qui relèverait à titre principal de la biodiversité? On est confronté à un délicat problème d'imputation de coûts communs.

Les économistes disposent de certains repères dans ce domaine. Des réflexions ont été par exemple menées sur la façon dont une entreprise peut répartir les coûts communs entre services par exemple. Le contexte des investissements dans la biodiversité est cependant assez différent.

Il faut se doter d'une règle de partage des coûts. Cette règle doit avoir des propriétés jugées souhaitables mais qu'il convient de définir. Ceci nous invite à réfléchir à une axiomatique du partage des coûts incrémentaux de la biodiversité. La voie la plus directe qui consisterait à identifier tous les bénéfices et à imputer les coûts au prorata de ces bénéfices peut se révéler très vite impraticable si les produits joints sont multiples. Il est sans doute utile d'étudier d'autres clefs de répartition.

III. IMPUTATION DES COÛTS ET PRIX D'AUMANN-SHAPLEY.

Le recours aux prix d'Aumann-Shapley³ peut dans certaines circonstances guider l'imputation des coûts et permettre d'établir la contribution financière d'un programme de biodiversité à une opération plus globale de soutien au développement. Nous le montrerons sur la base d'un exemple fictif. Nous discuterons ensuite quelques propriétés de cette procédure.

III.1. Un exemple de calcul s'appuyant sur les prix d'Aumann-Shapley

Imaginons qu'un bief de rivière serve de support à une production d'eau potable, et abrite simultanément une espèce relique en situation précaire. La qualité de l'eau assez médiocre du fait de pollutions d'origine urbaine menace l'espèce relique et génère des coûts de traitement pour l'AEP relativement élevés. La réalisation d'une station d'épuration en améliorant significativement la qualité de l'eau permettrait de pérenniser l'espèce rare à un niveau supérieur, et abaisserait significativement les coûts de production d'eau potable. On suppose qu'il n'y a pas d'autres bénéfices liés à l'amélioration de la qualité de l'eau.

L'espèce rare est objet de surveillance et s'intègre dans un programme de protection de la biodiversité. Dans un tel contexte, quelle doit être la contribution financière de ce programme à la réalisation de la station d'épuration?

Il n'y a généralement pas de réponse évidente à cette question. On peut bien sûr considérer que l'amélioration de la situation pour l'espèce rare est une externalité positive d'une opération qui vise d'abord à réduire les coûts de traitement de l'eau. Cette position à l'inconvénient de ne pas rompre avec une logique qui s'est exercée massivement pour des externalités négatives. Ne serait ce qu'à titre pédagogique, il est important de marquer que l'amélioration ou la consolidation de la biodiversité se traduit par une participation aux coûts de dépollution. Ajoutons que la contribution au titre de la biodiversité peut permettre d'achever un tour de table et de conforter un projet qui sinon pourrait être écarté.

³ Cf Aumann R.J., Shapley L.S. (1974).

L'approche que nous proposons offre des repères qui peuvent être utilisés par la suite dans les négociations autour du financement de l'opération.

Cette approche tient compte du caractère joint des deux produits que sont l'eau potable et l'espèce relique au regard de l'amélioration de la qualité de l'eau.

Donnons un caractère pratique à partir d'une illustration empirique.

Notons : x la production d'eau potable exprimée en millions de m³/an
 y la biomasse de la population relique exprimée en tonnes.

Le coût actuel de production d'eau est de 0,8 M de F par Mm³. L'espèce rare est suivie par une équipe scientifique. On estime le coût unitaire de cette opération à 10500 F/t. La fonction de coût actuelle est :

$$G_0(x,y) = 0,8 \cdot 10^6 x + 10500y$$

Le coût de la station d'épuration est de 6 M de F. Après un tel investissement, on estime que les coûts unitaires de production d'eau potable tomberaient à 0,4 MF/Mm³ et que les coûts du programme de suivi de l'espèce seraient de 500 F/t.

On suppose que ces deux produits joints le sont en stricte proportionnalité au regard de la qualité de l'eau. La situation actuelle est celle d'une production de 10 Mm³/an et on estime la biomasse de l'espèce relique à 10 t. Après la construction de la station, la qualité de l'eau et l'abaissement de coûts de production associé conduirait à produire 30 M de m³. On pense que la biomasse de l'espèce menacée passerait à 30 t.⁴

L'application d'une technique s'appuyant sur les prix d'Aumann-Shapley conduirait à partager l'investissement pour la station d'épuration dans les proportions suivantes :

programme production d'eau potable :	5,853 MF
programme biodiversité :	0,147 MF

Quel est le mécanisme utilisé?

On a :

$$F_1(x,y) = 0,8 \cdot 10^6 x + 10500y$$

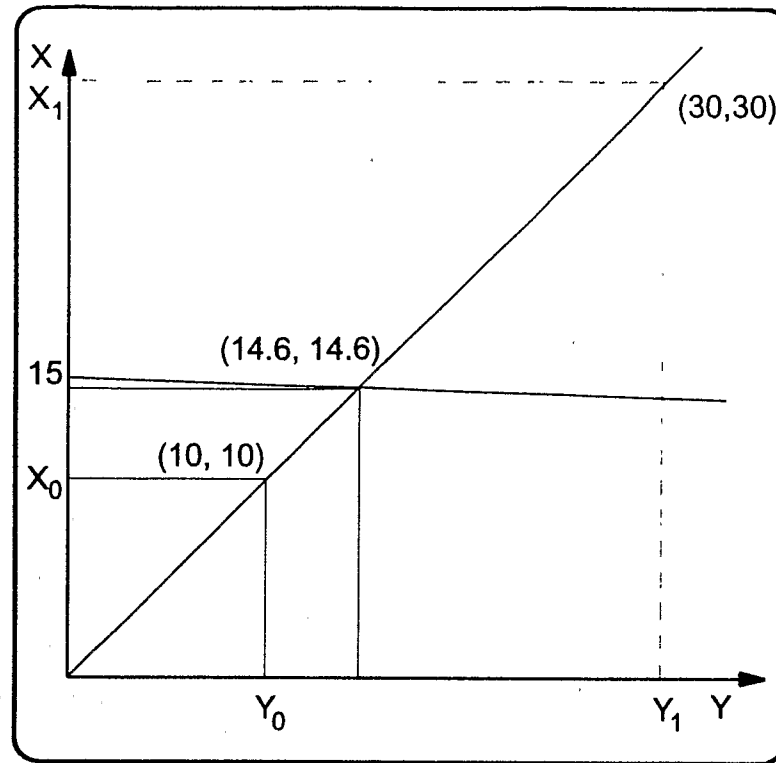
$$F_2(x,y) = 0,4 \cdot 10^6 x + 500y + 6 \cdot 10^6$$

Le coût minimum de production de x et y s'écrit donc :

$$C(x,y) = \begin{cases} 0,8 \cdot 10^6 x + 10500y, & \text{si } 0,4 \cdot 10^6 x + 10000y \leq 6 \cdot 10^6 \\ 0,4 \cdot 10^6 x + 500y + 6 \cdot 10^6, & \text{ailleurs} \end{cases}$$

Le graphe suivant fait apparaître le mécanisme de calcul des prix d'Aumann-Shapley :

⁴ Rien n'impose la fixation d'un coefficient de complémentarité égal à 1. Nous y reviendrons par la suite.



Graphe n° 3

Pour une fonction de coût $F(x,y)$, et un vecteur donné de produits α , la formule du prix de Aumann-Shapley est :

$$p_x^{AS}(F, \alpha) = \int_0^1 \frac{\partial F}{\partial x}(t\alpha) dt$$

On peut interpréter ceci en considérant que sur la droite issue de l'origine et reliant le niveau de production des deux biens, pour chaque point, on calcule le coût marginal d'une unité additionnelle de chaque produit et on moyenne tous ces coûts marginaux.

Dans le cas d'espèce, on considère sur cette droite les segments (t_0, t_1) et (t_1, t_2) . On aura ainsi :

$$p_x^{AS} = (t_1 - t_0) \frac{\partial F_1}{\partial x} + (t_2 - t_1) \frac{\partial F_2}{\partial x}$$

$$p_y^{AS} = (t_1 - t_0) \frac{\partial F_1}{\partial y} + (t_2 - t_1) \frac{\partial F_2}{\partial y}$$

Si l'on pose $p_x^{Cm} = \frac{\partial F_2}{\partial x}$ et $p_y^{Cm} = \frac{\partial F_2}{\partial y}$, les contributions respectives de x et y au coût fixe sont déterminées par : $p_x^{AS} - p_x^{Cm}$ et $p_y^{AS} - p_y^{Cm}$.

Pour le cas d'espèce, $t_0=0$, $t_1 = 14,6341/30=0,4877$ et $t_2=1$. Il vient alors :

$$p_x^{AS} = 595100 \text{ F}$$

$$p_y^{AS} = 5400 \text{ F}$$

La contribution de chaque produit au coût de la station d'épuration est :

$$\text{production d'eau potable : } \alpha(p_x^{AS} - p_x^{C^m}) = 5853000 \text{ F}$$

$$\text{protection de l'espèce relique : } \alpha(p_y^{AS} - p_y^{C^m}) = 147000 \text{ F}$$

On constate que le coût de la station est ainsi bien couvert :
 $5853000 + 147000 = 6000000$

Il en est de même pour les coûts totaux.
 Avec les prix d'Auman-Shapley il vient :

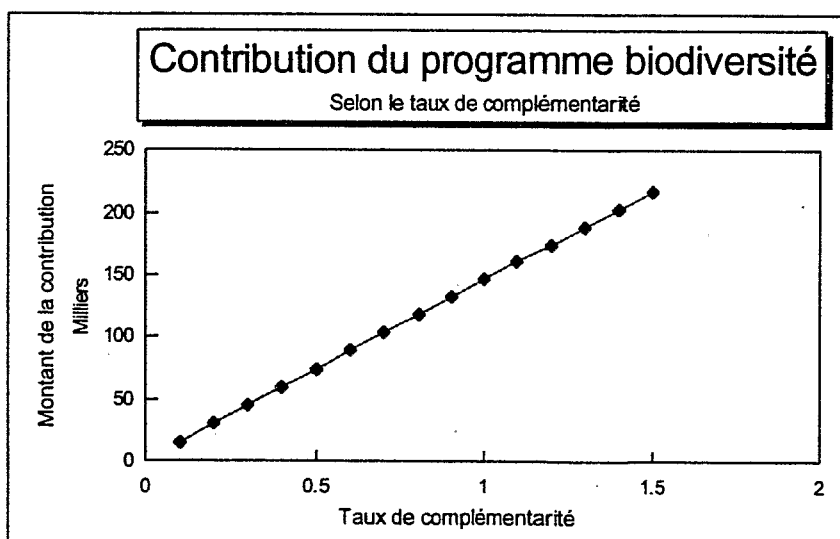
$$30(595100) + 30(5400) = 18,015 \text{ MF}$$

Le calcul de F_2 conduit à :

$$30(0,4 \text{ MF}) + 30(500) + 6 \text{ MF} = 18,015$$

Cette procédure a des propriétés qui vont au-delà d'une garantie de la couverture des coûts, nous l'évoquerons un peu plus loin. Avant nous voudrions revenir sur la fixité du coefficient de complémentarité qui dans notre exemple correspond à la valeur 1. Rien n'impose cette valeur, et si nous adoptons l'hypothèse de fonctions de coût linéaires, le coefficient de complémentarité entre m³ d'eau produits et biomasse de la population relique peut être ajusté selon les observations réalisées.

Si l'on note la relation de complémentarité $y = \theta x$, on peut chercher à saisir les effets d'une variation de θ alors même que l'objectif pour x reste fixé à 30 M de m³. Le graphe n° 4 montre l'évolution de la contribution du programme biodiversité à la réalisation de la station d'épuration. Cette relation est fortement dominée par des termes linéaires. De façon claire, plus le taux de complémentarité est élevé, et plus la contribution du programme biodiversité s'accroît.



Graphe n° 4

Ainsi, pour une relation associant à 30 M de m³ d'eau potable, 45 tonnes de biomasse pour l'espèce relique, on passe à une contribution financière au titre de la biodiversité d'un montant de 217 000 F.

III.2. Propriétés de la procédure.

L'intérêt de cette procédure est qu'elle s'appuie exclusivement sur la structure des coûts. Elle évite d'aborder la question sous l'angle de la demande dont on sait qu'elle est particulièrement délicate à établir⁵.

Il faut savoir que cette procédure répond à une série d'axiomes qui la dotent de propriétés intéressantes⁶. Nous les évoquerons succinctement :

-Couverture des coûts. Le mécanisme d'imputation des prix-coûts doit couvrir la totalité des coûts.

-Changement d'échelle. Si les unités de mesure des biens changent, les prix-coûts imputés doivent s'adapter.

-Cohérence. Les biens ayant un coût marginal identique doivent recevoir des prix-coûts identiques (même si les élasticités prix de la demande sont différentes).

-Positivité. Si une fonction de coût à des coûts marginaux supérieurs à ceux d'une autre fonction, alors un mécanisme raisonnable d'imputation lui assignera des prix-coûts supérieurs.

-Additivité et corrélation. Les coûts communs doivent être ajoutés aux coûts variables selon une formule qui assure une corrélation avec le niveau de ces coûts variables. En clair, les activités qui sont coûteuse à court terme (coût variable élevé) pèseront d'une part importante dans le coût de long terme. Elles doivent donc se voir imputé une part plus importante des coûts fixes.

On s'écarte ici d'une stricte référence à l'efficacité pour adopter un jeu de règles jugées raisonnables. La formule proposée satisfait à ces axiomes.

On peut montrer que des formules souvent envisagées s'écartent de ces axiomes. C'est par exemple le cas que celles qui consistent à répartir les coûts fixes également entre les activités au prorata des quantités produites, ou bien encore également entre les activités elles mêmes.

Dans le premier cas, le programme de biodiversité devrait avec $\theta = 1/2$ acquitter la contribution suivante pour la station d'épuration : $(6 \text{ MF}/45) * 15 = 2 \text{ MF}$, le solde étant imputé au programme d'alimentation en eau potable.

Il apparaît que le premier mécanisme dépend fortement de la fixation des unités dans la mesure des coûts. Le deuxième viole l'axiome de cohérence. En effet, en créant des découpages d'activités arbitraires, on peut manipuler les prix-coûts. Les exigences de cohérence et neutralité de l'échelle de mesure ne sont pas satisfaites si le coût fixe est imputé indépendamment des coûts variables.

⁵ On dispose cependant maintenant de méthodes qui permettent d'approcher cette demande. Voir par exemple : Desaignes, Point 1993.

⁶ Voir par exemple : Samet D. *et al* (1984) et Mirman J., Tauman Y. (1981).

Conclusion.

La question du partage des coûts est au coeur de la problématique des coûts incrémentaux de la biodiversité - Partage entre pays donateur et pays hôte, mais aussi partage de coûts fixes pour des projets indivisibles contribuant à divers objectifs dont la protection de la biodiversité.

Si la composante "biodiversité" d'un projet dégage des bénéfices directs significatifs pour le pays hôte, faut-il les ignorer et les compenser financièrement ce qui revient à les compenser deux fois? La question des incitations à la mise en oeuvre d'un volet biodiversité mérite sans doute d'être dissociée. Dès lors, la référence à un coût net des bénéfices nationaux présente l'avantage de rester proche d'un objectif d'efficience dans l'affectation des fonds.

Lorsque les services issus de la protection de la biodiversité ont un caractère de service collectif, la théorie économique pointe le risque de la fixation d'un niveau de biodiversité insuffisant.

Enfin l'existence de coûts fixes dans des programmes assurant à la fois des objectifs de développement et de protection de la biodiversité amène à réfléchir à la répartition de ces coûts. La voie la plus directe qui consiste à imputer les coûts au prorata des bénéfices livrés bute sur la difficulté d'une évaluation sérieuse, et pour chaque cas, des bénéfices associés à la biodiversité. La démarche que nous proposons contourne cet obstacle. Elle se déconnecte d'une référence directe à l'efficience et cherche plutôt à construire un mécanisme d'imputation doté de propriétés jugées utiles. La mise en oeuvre du mécanisme basé sur les prix d'Aumann-Shapley peut, dans des contextes favorables offrir des points de repères utiles pour positionner les contributions financières des différents intervenants et notamment celle du FFEM. Des investigations complémentaires pourraient préciser les possibilités et les limites de cette procédure.

REFERENCES

- AUMANN R.J., SHAPLEY L.S. (1974) *Values of Non Atomic Games*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- DESAIGUES B., POINT P. (1993) *Economie du patrimoine naturel. La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*. Economica, Paris.
- KING K. (1994) *Incremental Cost as an Input to Decisions About the Global Environment* GEF, 51p.
- MIRMAN L.J., TAUMAN Y. (1981) Valeur de Shapley et répartition équitable des coûts de production. *Cahiers du Séminaire d'Econométrie* 23, 121-151.
- PEARCE D., BARETT S. (1993) *Incremental Cost and Biodiversity Conservation*. CSERGE University College, Londres, 20p.
- SAMET D., TAUMAN Y., ZANG I. (1984) An Application of the Aumann-Shapley Prices for Cost Allocation in Transportation Problems. *Mathematics of Operation Research* 9, 25-42.