

QUESTION 5

Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie : aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts

Alban THOMAS¹, Estelle GOZLAN², Lloyd LOOPE³

¹ INRA/LERNA, Université des sciences sociales, 21, allée de Brienne - 31000 Toulouse – Courriel : Thomas@toulouse.inra.fr

² INRA/INA-PG - Économie Publique, BP 01 - 78850 Grignon – Courriel : Esgozlan@grignon.inra.fr

³ US Geological Survey, Pacific Island Ecosystems Research Center, Haleakala Field Station, P.O. Box 369 Makawao - Maui, Hawaï 96768 USA – Courriel : Lloyd-loope@usgs.gov

Résumé

Cet article a pour objet de présenter les méthodes et instruments à la disposition des décideurs publics afin de : 1) quantifier l'ensemble des coûts et des bénéfices environnementaux et socio-économiques liés aux risques d'invasion du milieu néo-calédonien par des espèces allochtones et aux méthodes de contrôle envisagées, et

2) *conduire une analyse coûts / bénéfiques permettant d'évaluer l'opportunité de différentes formes d'intervention publique.*

La première étape d'une analyse coûts / bénéfiques consiste en une évaluation des différentes composantes de la « Valeur économique totale » associée aux milieux et usages sur lesquels l'impact des espèces envahissantes est attendu. L'article présente les types de valeurs associés aux écosystèmes et à la biodiversité, et discute des impacts attendus d'une invasion biologique dans le cas néo-calédonien, en distinguant les impacts sur les activités, sur les écosystèmes et sur la santé humaine. Le principe de l'analyse coût / bénéfiques est ensuite présenté dans ses différentes étapes et en insistant sur les effets de marché consécutifs notamment à la mise en place d'une réglementation publique. Des exemples de la littérature concernant l'application de l'analyse coûts / bénéfiques sont discutés (Afrique du Sud, États-Unis, Pays-Bas) et une illustration théorique d'une politique d'interdiction dans le cas de plantes ornementales est proposée. Nous présentons ensuite différentes options envisageables en terme de partage des coûts liés aux espèces envahissantes entre parties prenantes, en intégrant une dimension souvent négligée liée aux aspects incitatifs, et nous essayons d'en tirer des enseignements pour la Nouvelle-Calédonie. Une première recommandation vise à développer le système d'information et d'enquêtes, afin de disposer d'estimations des rapports coûts / bénéfiques plus précis et adaptés au milieu néo-calédonien. Ensuite, une combinaison d'instruments de politique environnementale est recommandée, avec comme objectif d'assurer le recouvrement même partiel des coûts liés aux invasions biologiques. Le fait que les invasions biologiques sont souvent multiformes doit être pris en compte dans la définition de la politique environnementale à mettre en place. Par conséquent, une combinaison d'instruments peut prendre la forme d'une taxe sur les importations et les marchandises « à risque », permettant d'alimenter un fonds spécial de lutte contre les invasions biologiques, associée à une taxe pigouvienne sur les plantes ornementales. Enfin, l'exemple de la fougère arborescente d'Australie est discuté, avec la possibilité de mettre en place un système de taxation spécifique à cette espèce.

Introduction

Parmi les principaux arguments à l'origine de la prise de conscience mondiale des enjeux liés aux espèces envahissantes, on peut citer le coût économique considérable. Deux études particulièrement citées estiment qu'aux États-Unis, par exemple, les coûts imputables aux espèces allochtones introduites au fil du temps pourraient atteindre des montants annuels compris entre 1,1 milliard¹ (étude de l'OTA portant sur un nombre limité d'espèces ; 1993) et 138 milliards de dollars (Pimentel et *al.*, 2000). Comprendre ce que représentent ces chiffres nécessite de se pencher plus précisément sur le rôle et les méthodes de l'analyse économique dans les questions environnementales. En effet, si la comptabilisation des dépenses des campagnes de prévention et d'éradication est généralement bien comprise, tout comme celle des pertes de productivité des activités agricoles ou forestières, l'évaluation économique ambitionne également de quantifier –donner une valeur en équivalent monétaire- les conséquences environnementales (bénéfiques ou néfastes) des introductions d'espèces. Les modifications affectant les écosystèmes ayant une influence sur la satisfaction des agents, elles sont importantes à prendre en compte dans les mesures de variation du bien-être collectif.

En dépit de fondements théoriques rigoureux, les méthodes qui permettent de « donner une valeur à la nature » (ou plus généralement aux biens publics) présentent un certain nombre de limitations pratiques qui font dire à leurs détracteurs qu'elles ne servent à rien – une fois le risque / dommage environnemental avéré, quel besoin de connaître sa valeur exacte pour entreprendre des mesures de prévention / contrôle ? La réponse tient essentiellement à un objectif d'efficacité des politiques publiques : les budgets disponibles pour la préservation des milieux n'étant pas extensibles à l'infini et leur allocation nécessitant des arbitrages entre différents programmes, il est légitime que les coûts des mesures envisagées soient confrontés aux bénéfices attendus par la société.

D'autre part, au-delà de l'évaluation environnementale et de l'analyse coûts / bénéfices des politiques publiques, l'économie revendique un rôle dans la compréhension des mécanismes conduisant à la destruction des milieux et dans les recommandations, en termes de mesures incitatives. Shogren (2000) rappelle ainsi que les systèmes écologiques et humains sont étroitement imbriqués, et que les risques liés aux espèces envahissantes (EE) sont largement endogènes. Shogren (2001) souligne l'importance de la théorie économique pour les politiques de préservation, notamment parce que l'économie est la science des arbitrages et que toutes les espèces ne pourront pas être préservées. Les méthodes d'évaluation économique des bénéfices, la compréhension des notions de coût d'opportunité, de rendements décroissants dans les mesures de protection, etc., permettent d'éclairer les choix de préservation. Il insiste également sur le fait qu'une partie des envahissements se produit sur des terrains privés, et qu'il est donc important de tenir compte des incitations économiques des propriétaires de terrain à participer aux programmes de lutte. Enfin, pour Perrings et ses collaborateurs (2000), la question des espèces envahissantes est un problème

¹ 97 milliards de dollars sur 85 ans dans l'étude de l'OTA.

essentiellement économique qui mérite des réponses économiques : les risques et les coûts des EE ont explosé en raison de l'augmentation des échanges commerciaux et touristiques, de l'accroissement de la densité de population, et de l'intensité de la production dans les systèmes agraires (pauvres en ressources génétiques). Les politiques de contrôle des invasions peuvent être considérées comme un « *weakest-link public good* » (maillon faible des biens publics), qui place le bien-être collectif entre les mains du plus mauvais dans la chaîne des efforts permettant de limiter les dommages. Dans ces conditions, ils considèrent que la solution au problème des EE passe d'une part par l'utilisation de politiques incitatives visant à modifier les comportements, d'autre part par le développement d'institutions capables de soutenir les efforts des membres les plus faibles de notre société.

L'article est organisé de la manière suivante. La section 2 aborde l'évaluation économique des dommages environnementaux et des coûts engendrés par les EE, elle présente les concepts de valeur que représentent les écosystèmes en général, ou la survie d'une espèce en particulier, elle décrit les méthodes usuelles d'évaluation économique de ces valeurs, et passe en revue les autres coûts liés aux EE et à leur contrôle. Les principes et modalités d'application de l'analyse coûts / bénéfiques sont présentés à la section 3, avec quelques illustrations pratiques liées à des cas d'EE. La section 4 aborde la question d'un partage efficace des coûts entre parties prenantes. Enfin, nous concluons à la section 5 sur quelques enseignements à tirer pour le cas de la Nouvelle-Calédonie.

Évaluation économique des dommages et des coûts causés par les espèces envahissantes

Aspects méthodologiques pour la quantification des dommages environnementaux

Types de valeurs associés aux écosystèmes et à la biodiversité

Déterminer la valeur des écosystèmes est une tâche complexe mais importante. Dans une contribution récente, Pearce (2005) souligne que le rôle que peuvent jouer les économistes en terme de préservation de la biodiversité consiste d'une part à démontrer la valeur de la biodiversité, et d'autre part à concevoir des marchés permettant de rendre compte de cette valeur. Heal (1994) a depuis longtemps questionné la capacité des marchés à « capturer » la valeur sociale inhérente à la biodiversité et à créer les incitations à maintenir et à développer cette valeur. Or, les éléments de cette valeur sont multiples et de différentes natures : support aux systèmes permettant la vie humaine (production d'oxygène par les plantes, bactéries fertilisant les sols, etc.), valeurs esthétiques et culturelles (symbolique d'animaux dans certaines sociétés), et sources de connaissances. Ce sont typiquement des valeurs instrumentales qui peuvent disparaître si on leur trouve un substitut. La valeur intrinsèque des plantes et animaux, leur droit d'exister indépendamment de l'importance que les humains y accordent est, elle, non-instrumentale : Chichilnisky et Heal (2000) considèrent la reconnaissance de cette valeur intrinsèque comme essentielle au concept de soutenabilité. Ainsi faut-il garder à

l'esprit que l'évaluation de la valeur économique des écosystèmes se limite à une approche anthropocentrique et utilitariste.

Les économistes distinguent classiquement deux grandes catégories de valeurs pour les écosystèmes :

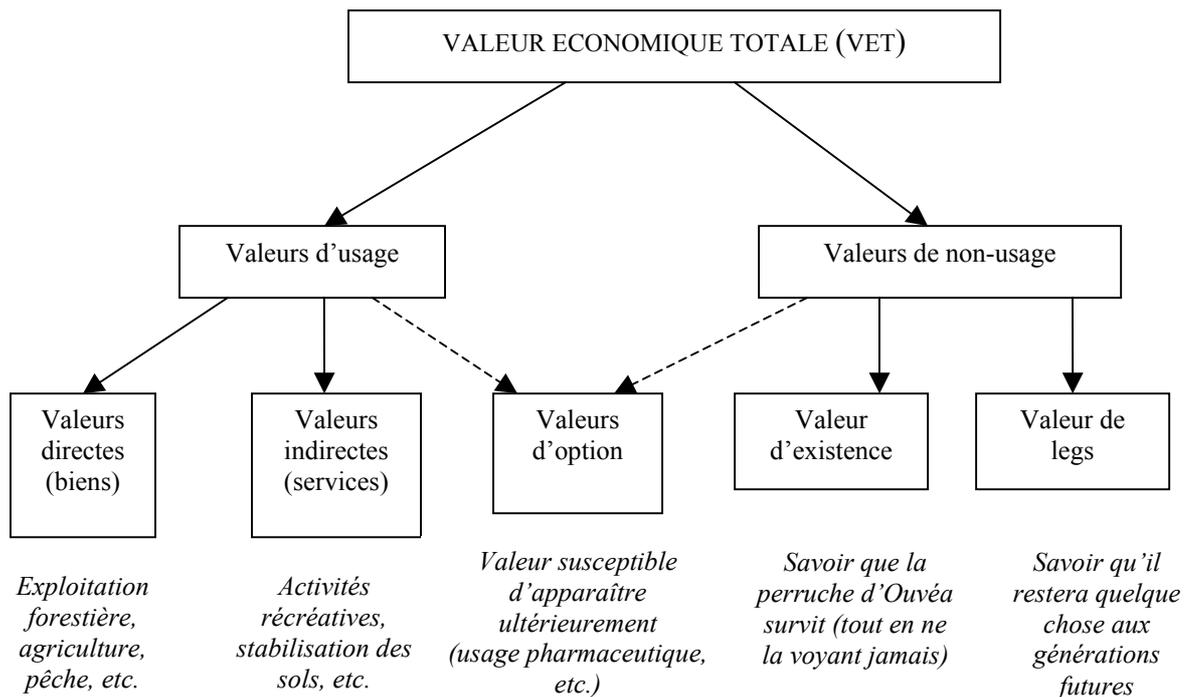
- Les valeurs d'usage, reflétant le fait que les écosystèmes nous fournissent des biens et des services. L'usage direct traduit la consommation d'une ressource naturelle, tandis que l'usage indirect concerne des services rendus par les écosystèmes que nous valorisons (stockage de carbone, pêche récréative, etc.).
- Les valeurs de non-usage ou valeurs passives, reflètent l'importance que nous accordons à des ressources que nous n'utilisons pas, mais que nous considérerions comme une perte si elles venaient à disparaître. Il peut s'agir de valeurs d'existence (par exemple, la survie du tigre du Bengale) ou de legs (pour les générations futures).

Un dernier type de valeur classiquement considéré est la valeur d'option : celle-ci traduit une valorisation des écosystèmes pour d'éventuels usages (ou préférences) ultérieurs. Par exemple, un individu peut avoir une disposition à payer pour le maintien d'une réserve naturelle qu'il n'a pas le temps d'aller visiter, car il souhaite se réserver la possibilité d'y aller un jour. Ceci peut aller jusqu'à accorder une valeur à des usages futurs parfaitement hypothétiques : de nombreuses personnes souhaitent la conservation des milieux pour permettre, grâce à des connaissances futures, l'apparition de nouveaux usages qui n'ont aucune chance d'émerger si le milieu est détruit (décision irréversible). La valeur de quasi-option est ainsi définie comme la valeur espérée de l'information obtenue en repoussant une décision irréversible (Arrow et Fisher, 1974). L'exemple classique est la découverte d'une molécule extraite d'organismes peu étudiés qui aurait des propriétés thérapeutiques (valeur d'usage), mais on peut également imaginer qu'une espèce encore inconnue présente des spécificités telles qu'elle obtienne un statut de symbole pour des générations futures (valeur de non-usage). Armsworth et ses collaborateurs (2004) interprètent ce type de valeur comme celle d'une assurance (« *bet-hedging benefit* », bénéfice à la couverture contre un risque futur).

Ainsi que le rappellent Born et ses collaborateurs (2004), tous ces éléments s'additionnent dans la notion de Valeur économique totale (VET) : voir la figure 1.

Même si les frontières entre les types de valeurs présentés sont parfois discutées, cette représentation est utile pour bien prendre en compte l'ensemble des éléments de la valeur des écosystèmes, ainsi que pour éviter de comptabiliser deux fois certains éléments, lorsque plusieurs méthodes d'évaluation sont utilisées (Heal, 2004).

Figure 1 : Le concept de valeur économique totale (d'après Pearce et Turner, 1990)



Donner une valeur à la biodiversité

Donner une valeur à une espèce ou à un écosystème en particulier relève un peu de la gageure. Mais sur quels critères mesurer la valeur de la biodiversité, définie comme la variabilité totale de la vie sur Terre, alors même qu'il n'y a pas de consensus sur la mesure pertinente de la biodiversité (richesse en espèces, indice de Shannon ou de Simpson) ? L'idée que toutes les espèces ne sont pas égales, et que les derniers représentants d'un genre éteint figurent une plus grande « diversité » qu'une espèce d'un genre bien représenté est généralement bien acceptée, de même que le fait que toutes les espèces ne peuvent pas être sauvées (Simpson, 2002). Le problème est alors de sélectionner les espèces « méritant » le plus d'être préservées, étant entendu qu'une espèce particulière aura *a priori* d'autant plus de valeur qu'elle sera difficilement remplacée (substituée) par une autre espèce. Kassari et Lasserre (2004) examinent les politiques optimales de conservation dans un modèle d'options réelles (où les pertes de biodiversité sont irréversibles, et les valeurs futures incertaines), et montrent que, *a contrario*, la substituabilité entre espèces peut être source de valeur, dans la mesure où elle introduit une flexibilité intéressante dans la gestion des espèces, au niveau global. Pour Weitzman (1998), les programmes de conservation sont handicapés par l'absence d'une grille d'analyse coûts / efficacité permettant de comparer différentes alternatives (flou de la fonction-objectif). Sa contribution prend la forme d'un critère de classement des programmes de conservation de la forme suivante :

$$R_i = (U_i + D_i) \cdot \frac{\Delta P_i}{C_i}$$

(où R_i est le rang de classement du programme visant à protéger l'espèce i , U_i l'utilité de l'espèce, D_i sa « diversité » (une mesure de sa distance aux autres espèces), C_i le coût

du programme et ΔP_i l'augmentation de la probabilité de survie de l'espèce grâce au programme).

Brock et Xepapadeas (2003) utilisent une approche dynamique de la biodiversité, dont le principe de base pour sa valorisation réside non pas seulement dans la diversité en tant que telle, mais encore dans son association avec des caractéristiques ou services utiles, au sens social ou économique. On parle alors d'une valeur **endogène** de la biodiversité.

Hampicke (1999) estime qu'au-delà des limites méthodologiques sur la valeur économique de la biodiversité, des limites morales existent également, et qu'en l'absence de possibilité de communiquer avec les générations à venir, l'éthique vis-à-vis du futur commande de considérer la conservation de la biodiversité comme une **contrainte** sur l'activité économique (plutôt qu'un de ses éléments).

Inventaire des catégories de coûts et des bénéfiques à considérer dans l'évaluation des impacts des espèces envahissantes (EE)

S'il est généralement admis que les EE constituent avant tout un enjeu environnemental et ont un impact considérable sur la biodiversité, elles sont également à l'origine d'autres catégories de coûts, mais aussi de bénéfiques. Pimentel et ses collaborateurs (2000) rappellent que la plupart des espèces allochtones introduites au cours des siècles passés l'ont été volontairement pour des usages agricoles ou horticoles, et continuent de générer des bénéfiques importants ; un autre exemple est la pêche récréative aux États-Unis, qui concerne la plupart du temps des espèces de poissons déplacées hors de leur bassin d'origine (OTA, 1993). La distinction entre introduction volontaire et accidentelle ne permet pas de définir *a priori* l'impact positif ou négatif : certaines espèces introduites volontairement (plantes ornementales, prédateurs introduits dans le cadre de lutttes biologiques) se sont échappées et causent des dommages considérables (*miconia* en Polynésie française, perche du Nil dans le lac Victoria), tandis que d'autres, introduites par hasard, peuvent éventuellement avoir un intérêt économique au-delà des problèmes causés.

Les impacts économiques totaux peuvent être classés en deux catégories : les **effets de marché** (variations des prix et des surplus associés, décrits à la section suivante), et les **effets non-marchands**, qui sont eux-mêmes multiples avec quatre grands types d'impacts :

- 1) impacts sur les écosystèmes ;
- 2) impacts sur la santé publique (par exemple, un virus, la fourmi de feu) ;
- 3) impacts sur les activités exploitant les ressources naturelles (agriculture, pêche, forêt, chasse) ;
- 4) impacts sur les infrastructures.

Concernant le deuxième type d'impact, les impacts sur la santé publique, les mesures ne sont pas toujours aisées et sont le plus souvent approchées par l'évaluation des nombres de jours d'arrêt-maladie (perte de productivité) à laquelle on ajoute les dépenses médicales associées.

Pour les seuls impacts agricoles (troisième type d'impact), Perrault et ses collaborateurs (2003) inventorient 6 grandes catégories de coût :

- les pertes de culture ;
- le déclin de la valeur de la terre ;
- les impacts sur les ressources en eau ;
- les maladies du bétail ;
- les contaminations génétiques ;
- l'ensemble des coûts de gestion et d'éradication.

Ils estiment qu'aux États-Unis, 40 % de l'ensemble des dommages causés par des insectes aux cultures sont dus à des espèces introduites. En Australie, le coût total lié à l'invasion de mauvaises herbes, ou *weeds* a été estimé à 2 750 millions de dollars en 1987, puis réévalué aux alentours de 5 milliards de dollars en 1996 (Groves et Hosking, 1997).

Dans certains cas, les espèces envahissantes ne se contentent pas d'envahir les milieux naturels et ont donc un impact sur les infrastructures (quatrième type d'impact), ce qui impose des coûts à l'activité économique. Par exemple, la moule zébrée (dont la densité atteint 700 000 / m² par endroits ; Griffith et *al.*, 1991) se trouve dans les canalisations et les centrales hydrauliques de la région des Grands Lacs. Khalanski (1997) estime qu'en 2000 la somme des dommages et des coûts des mesures de contrôle de la moule zébrée ont atteint 5 milliards de dollars.

Il convient de remarquer que les coûts des mesures de contrôle et/ou d'éradication sont parfois appelés coûts financiers (Sinden et *al.*, 2004). Bien sûr, ils ne peuvent pas être directement inclus dans l'évaluation des dommages agricoles ou environnementaux causés par une espèce, mais il est raisonnable de supposer que si un agent (privé ou public) a dépensé une somme X pour contrôler l'invasion, c'est qu'il valorise les dommages évités au moins à ce montant X. Il s'agit d'un exemple de préférences révélées (Thomas et Gozlan, ce volume).

Le tableau 1 montre les impacts non marchands liés à l'introduction de micro-organismes allogènes aux USA, avec des impacts à la fois sur l'agriculture, sur l'environnement et sur la santé humaine.

Tableau 1 : Coûts annuels estimés liés à l'introduction de micro-organismes allogènes aux États-Unis

MICRO-ORGANISMES (20 000 espèces introduites aux États-Unis)	Pertes et dommages (millions de \$)	Coûts de contrôle (millions de \$)	Total (millions de \$)
Pathogènes des cultures	21 000	500	21 500
Pathogènes des plantes d'ornement, jardins, cours de golf	-	2 000	2 000
Pathogènes des forêts	2 100	-	2 100
Maladies du bétail	9 000	-	9 000
Maladies humaines	-	6 500	6 500

Source : Pimentel et al., 2000

L'analyse coûts / bénéfiques comme outil d'évaluation

Encadré 1 - Lexique des concepts économiques (d'après Sinden et al., 2004, page 7)

- **Bien-être social, *welfare*, surplus collectif** : mesure du bien-être d'un pays, défini comme la somme des profits des producteurs et du surplus des consommateurs (écart entre leur disposition à payer et le prix de marché), moins les éventuels effets externes.

- **Coût d'opportunité** (ou coût indirect) : revenu disparu en raison de l'invasion.

- **Coût financier** (ou coût direct) : coûts monétaires liés au contrôle et à l'éradication, comme le coût des pesticides, du personnel et des machines requis.

La variation du surplus collectif est la mesure qu'utilisent les économistes pour mesurer l'ensemble des effets d'un changement de politique, par exemple.

Principes et objectifs de l'analyse coûts / bénéfiques

L'analyse coûts / bénéfiques a pour objectif de compléter le travail d'évaluation des risques par les scientifiques. Elle doit intervenir en complément d'une analyse de risque qui aura permis préalablement d'évaluer les probabilités et les conséquences environnementales associées aux différents scénarios d'invasion (en fonction, par exemple, du mode d'intervention envisagé). Elle cherche : 1) à quantifier en termes monétaires l'ensemble des pertes et des gains des agents liés aux risques d'invasions et aux politiques mises en place pour contrôler ces risques, et 2) à renseigner sur l'efficacité relative des instruments de gestion du risque. Le travail économique est une étape qui concourt à la définition et à l'amélioration des politiques publiques. Cependant, les limites et les imperfections des outils invitent à la prudence quant au passage des résultats économiques à la prescription en matière de politiques environnementales (Gozlan et Marette, 2004).

L'évaluation des impacts des politiques publiques et la comparabilité des différentes alternatives nécessitent de traduire tous leurs impacts, qu'il s'agisse ou non d'effets de marché, dans une même unité qui est par simplicité une valeur monétaire actualisée. Dans le domaine environnemental, l'analyse coûts / bénéfiques consiste donc à quantifier **l'impact environnemental attendu sous différents scénarios réglementaires** (par exemple, laisser-faire, campagne d'information, réglementation

imposant l'irradiation des palettes de bois utilisées par les transporteurs) afin de mettre en perspective les bénéfices attendus de la réduction des risques avec les coûts de mise en place d'une politique publique. Ceci suppose donc d'être capable d'évaluer, dans chaque scénario :

- la probabilité d'invasion, en fonction des paramètres naturels, économiques et donc réglementaires (Thomas et *al.*, Question 3 dans ce volume) ;
- la nature et l'étendue des dommages environnementaux possibles en fonction de ces mêmes paramètres (Jourdan et Loope, ce volume) ;
- la valeur que représentent ces dommages pour la société (ou les bénéfices d'un dommage évité / réduit).

Si l'espèce introduite a également des effets bénéfiques, ceux-ci peuvent soit être inclus dans la valorisation des impacts environnementaux (par exemple, la stabilisation des sols, la valeur récréative des forêts pour la chasse), soit être comptabilisés séparément s'il s'agit de bénéfices marchands.

Cette approche permet d'étudier la pertinence d'une réglementation, en mettant en balance les conséquences économiques quant au fonctionnement des marchés et aux gains liés à la réduction des risques. Elle peut également permettre à un décideur public d'arbitrer entre plusieurs formes d'intervention.

Les étapes

Les étapes d'une analyse coûts / bénéfices sont généralement les suivantes (Boardman et *al.*, 1996) :

- 1) choix des agents à inclure dans l'analyse (les coûts et les bénéfices de qui ?) ;
- 2) choix du portefeuille d'actions réglementaires envisagées ;
- 3) inventaire de **tous** les impacts potentiels des mesures envisagées (effets environnementaux et effets de marché) et choix d'indicateurs appropriés pour les mesurer ;
- 4) prédire de manière quantitative les impacts du projet ;
- 5) monétiser (donner une valeur économique) à tous les impacts ;
- 6) actualiser les coûts et les bénéfices futurs ;
- 7) additionner les valeurs actualisées ;
- 8) conduire une étude de sensibilité (robustesse de l'analyse) qui tienne compte des intervalles de confiance des prédictions faites aux étapes précédentes ;
- 9) recommander l'alternative réglementaire générant les plus grands bénéfices sociaux nets.

Le point 3 nécessite d'entrer plus en détail dans l'analyse des effets de marché des réglementations : ces effets sont la traduction du fait que l'intervention publique visant à contrôler un risque environnemental n'est pas neutre sur le fonctionnement des marchés. En effet, elle impose des coûts à certains agents, corrige des

dysfonctionnements, etc., ce qui se traduit forcément par des « variations de surplus » (individuels et collectifs).

Comprendre et mesurer les effets de marché

Tournons-nous à présent vers la valorisation des effets marchands et la compréhension des mécanismes de marché. En effet, certaines situations de risques peuvent être analysées comme des dysfonctionnements (ou défaillances) de marché, c'est-à-dire des situations pour lesquelles le libre fonctionnement des marchés conduit à une situation inefficace, en raison de l'existence d'externalités environnementales ou de problèmes d'information imparfaite.

Parmi les instruments de politique publique visant à corriger la défaillance de marché, on peut citer : 1) les standards de sécurité minimale qui imposent une norme obligatoire pour tous les producteurs (et réduisent éventuellement l'incertitude des acteurs puisqu'un niveau minimal de sécurité est garanti), 2) les politiques d'information (labels ou campagnes visant à améliorer la perception des risques par les consommateurs), 3) les taxes pigouviennes², 4) les politiques de responsabilité civile ou environnementale avec indemnisation des victimes en cas d'envahissement ou de contamination. Tous ces instruments influencent peu ou prou la structure de coût des producteurs et la demande des consommateurs.

Les effets de marché sont analysés en calculant le bien-être collectif, défini comme la somme du surplus des consommateurs (l'écart entre la disposition à payer et le prix réel payé par les acheteurs) et du profit des producteurs. Le bien-être collectif doit être comparé aux gains / coûts environnementaux évalués précédemment.

La figure 2 permet de représenter de manière simplifiée le bien-être national pour un produit donné avec un marché caractérisé par une absence de connaissance des acheteurs sur les risques potentiels du bien considéré (alors qu'ils sont sensibles aux conséquences environnementales). Les quantités de ce bien sont représentées en abscisse et les prix en ordonnée. Avec la fonction d'offre S , la relation entre les quantités offertes et le prix (coûts de production) est croissante, ce qui traduit une forte tension sur les capacités de production (rendements d'échelle décroissants). Avec la fonction de demande (D), la relation entre les quantités demandées et le prix est décroissante.

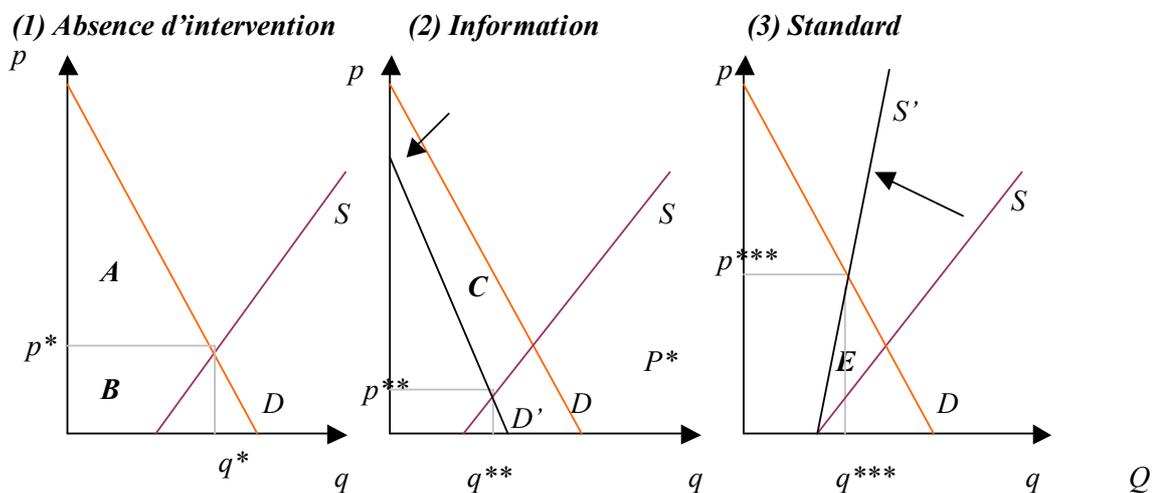
Lorsqu'il n'y a aucune intervention publique sur ce marché, les fonctions d'offre S et de demande D , représentées dans le graphique de gauche (1), déterminent un prix d'équilibre p^* pour le produit risqué (dont une quantité q^* est échangée).

Le graphique central (2) représente l'effet sur la fonction de demande (passage de D à D') de la diffusion d'information sur les risques : l'équilibre de marché est alors

² Une taxe pigouvienne est un instrument de politique économique destiné à corriger une externalité négative, c'est-à-dire une nuisance produite en excès (par rapport à un optimum collectif) parce que le responsable ne supporte pas les coûts réels qu'elle occasionne pour la société. Ce mécanisme incite les pollueurs à réduire d'eux-mêmes leurs nuisances (internalisation des dommages) à un niveau efficace en arbitrant entre coût de l'effort environnemental et prix (taxe) des nuisances.

affecté par un changement de comportement des consommateurs (baisse de la demande, prix d'équilibre p^{**}). Enfin, le graphique de droite (3) considère l'effet de la mise en place d'un standard de sécurité sur la fonction d'offre du bien risqué (passage de S à S'), comme par exemple le retrait du marché de produits dépassant un certain seuil de contamination. Cet effet du changement de l'offre se produit également pour les politiques de rappels de produits et les politiques d'indemnisation, car les coûts de production augmentent et les producteurs s'assurent (sur la responsabilité civile). Nous faisons ici l'hypothèse simplificatrice que le standard entraîne uniquement un basculement de la courbe d'offre et n'a pas d'effet sur la demande car les consommateurs sont inconscients par rapport aux risques. Cela se traduit sur la figure (3) par une augmentation du prix p^{***} et une baisse des quantités vendues q^{***} à l'équilibre.

Figure 2 : Équilibre et bien-être collectif sur un marché



Source : Gozlan et Marette, 2004

Le surplus des consommateurs est représenté par l'aire du triangle compris entre la courbe de demande et le prix d'équilibre, correspondant au gain provenant d'un prix de marché par rapport au paiement de prix plus élevés. Le profit des producteurs est représenté par l'aire entre le prix d'équilibre et la courbe d'offre qui dépend du coût marginal (en supposant des marchés concurrentiels et l'absence de coûts fixes de production). Le bien-être collectif en l'absence d'intervention publique (1) est donné par la somme des aires A (surplus du consommateur) et B (surplus des producteurs moins les coûts fixes éventuels). Si le décideur public diffuse une campagne d'information sur les risques liés à la consommation du bien (2), la demande décroît, ainsi que le prix p^{**} et la quantité q^{**} d'équilibre. Cette nouvelle situation, comparée à l'absence d'intervention, se traduit donc par une perte de bien-être collectif représentée par l'aire C (cette perte de bien-être doit bien sûr être comparée avec le bénéfice lié à la réduction de morbidité, ajusté des coûts publics d'information). Enfin, si un standard est mis en place sur la figure (3) sans que les consommateurs en soient informés, les coûts marginaux de production des vendeurs augmentent (que ce soit une augmentation directe liée à une mise en conformité, ou indirecte, liée au retrait d'une partie de leur production), ce qui se traduit par un basculement de la courbe d'offre de S à S' . Ceci conduit à une augmentation du prix p^{***} et une baisse des quantités q^{***} d'équilibre. Par rapport à l'absence d'intervention (1), la perte de bien-être collectif est représentée

par l'aire du triangle E (qu'il faut comparer avec le bénéfice lié à la réduction de morbidité, ajusté des coûts publics de contrôle et de mise en œuvre du standard, ainsi que des coûts fixes privés éventuels de mise en conformité qui n'apparaissent pas sur le graphique).

L'illustration précédente a pour seule ambition de souligner que la mise en place d'une réglementation publique n'est pas neutre sur le fonctionnement des marchés, car elle a des répercussions sur les fonctions d'offre et de demande, et induit donc mécaniquement des variations dans les surplus des agents qui doivent être inclus dans une analyse coûts / bénéfices.

Le problème de l'actualisation

L'actualisation des pertes et des gains traduit le fait qu'une somme d'argent disponible aujourd'hui a plus de valeur que la même somme dans x années, et que la comparaison de valeurs générées par un projet à des temps différents nécessite qu'elles soient ramenées à une mesure commune, qui est généralement la valeur actuelle.

L'actualisation est une pratique particulièrement controversée dans les projets environnementaux car elle tend à écraser les effets bénéfiques futurs d'un programme de conservation, qui n'apparaissent généralement qu'à moyen ou à plus long terme, alors que les coûts sont souvent immédiats.

Encadré 2- L'écrasement des bénéfices futurs par l'actualisation (Gozlan et Marette, 2004)

Supposons qu'une mesure réglementaire, coûtant globalement un montant M aujourd'hui, conduite d années plus tard à des gains annuels pour la société égaux à g . Pour calculer le bénéfice actualisé, on utilise un facteur d'actualisation $\delta < 1$ qui représente la valeur d'un euro dans un an par rapport à un euro d'aujourd'hui. Ainsi la valeur actuelle du gain g réalisé dans d années est égal à $\delta^d g$, celui dans $d+1$ années est égal à $\delta^{d+1} g$, et ainsi de suite. La somme des

gains actualisés apparaissant à la période d est égale à $GA^d(g) = \sum_{i=d}^{+\infty} \delta^i g = \delta^d \sum_{i=0}^{+\infty} \delta^i g$. Pour $\delta < 1$, l'égalité

suivante est vérifiée $\sum_{i=0}^{+\infty} \delta^i = 1/(1-\delta)$, ce qui conduit à $GA = \frac{\delta^d}{(1-\delta)} g$. La comparaison entre le bénéfice de la mesure

$GA^d(g)$ et son coût conduit au processus de décision. Ainsi, la mise en œuvre de la mesure sera jugée bénéfique quand

$M < GA^d(g)$, ce qui est équivalent à $\frac{M}{g} < \frac{\delta^d}{(1-\delta)}$. Le tableau 2 renseigne sur les valeurs du terme de droite de cette

dernière inégalité.

Tableau 2 : Sensibilité de l'actualisation liée à la valeur de δ

Facteur d'escompte δ (année d)	$\delta = 0,99$	$\delta = 0,95$	$\delta = 0,9$
d = 1	99	19	9
d = 10	90,4	11,9	3,4
d = 20	81,7	7,1	1,2

Ce tableau montre l'importance du choix du paramètre d'actualisation, et la très forte baisse de la valeur de $\frac{\delta^d}{(1-\delta)}$ (par exemple, l'écrasement des bénéfices futurs) quand le facteur d'escompte retenu passe de $\delta = 0,99$ à $\delta = 0,9$. D'autre part, il montre que plus l'année d du premier gain est éloignée dans le temps, plus la valeur $\frac{\delta^d}{(1-\delta)}$ est faible et plus la mesure réglementaire a de chance d'être repoussée

Le choix d'une « bonne » valeur de taux d'actualisation représente une des difficultés importantes de l'analyse coûts / bénéfices. La littérature en économie de l'environnement et sur la soutenabilité des systèmes s'est penchée sur les moyens d'éviter l'écrasement des bénéfices, en proposant par exemple des taux d'actualisation hyperboliques³ ou d'autres critères de soutenabilité (Heal, 1993). Certains auteurs ont été jusqu'à suggérer le recours à des taux d'actualisation nuls, voire négatifs (Guesnerie, 2004). Ces contributions restent largement théoriques, et il ne faut pas espérer y trouver une valeur chiffrée. Néanmoins, Settle et Shogren (2004) suggèrent qu'une actualisation hyperbolique pourrait être pertinente pour l'évaluation des programmes sur la truite du Service des Parcs Nationaux.

Illustrations de résultats obtenus par analyse coûts / bénéfices dans le cas des espèces envahissantes

La plupart des études relativement complètes, mentionnant des valeurs pour les rapports entre bénéfices et coûts des politiques de lutte contre des espèces envahissantes, proviennent d'Afrique du Sud ou des États-Unis. L'étude bibliographique de Born et ses collaborateurs (2004) fournit une comparaison intéressante des valeurs obtenues par une dizaine d'études dans la littérature. L'intérêt de ce travail est de récapituler les principales valeurs obtenues, dans leurs différentes composantes (valeurs commerciales ou non, secteur économique touché) et par type de méthode. Toutes les études citées ne comportent pas de mesure du rapport bénéfices / coûts ; Born et ses collaborateurs (2004) relèvent des ratios proches de 2,6 en Afrique du Sud (voir plus bas), et de 1,5 à 8,7 en Australie (secteur agricole, selon les projets de lutte considérés).

Afrique du Sud

Turpie et ses collaborateurs (2003) n'effectuent pas d'analyse coût / bénéfices à proprement parler, mais présentent une décomposition extrêmement détaillée des valeurs d'usage et de non-usage associées à la biodiversité dans la région du Cap (Afrique du Sud). L'étude s'intéresse plus particulièrement aux ressources terrestres (« fynbos », mot afrikaans pour « fine bush », végétation naturelle au sud-ouest de la

³ Il existe différentes variantes de l'actualisation hyperbolique, la formule d'Overton et MacFayden est la suivante : Valeur actuelle = Valeur mesurée au temps t / [1+h(t)* r]t, où r est le taux d'actualisation annuel et h(t) une fonction croissante du temps.

province du Cap, familles des *proteas*, *ericas* et *restios*) et aux ressources biologiques côtières (1 200 km de côtes). En ce qui concerne les ressources terrestres, les valeurs commerciales (récoltes, utilisation de ressources forestières) sont obtenues à partir de statistiques officielles et d'enquêtes auprès de propriétaires terriens. Concernant les valeurs de non-usage, celle liée au tourisme est estimée à partir d'une enquête auprès des visiteurs de la région mentionnant les motivations de la visite, ainsi qu'à partir de données sur le nombre de touristes et leurs dépenses. La valeur d'option, calibrée en utilisant des estimations américaines relatives aux pertes attendues pour l'industrie pharmaceutique, atteindrait ainsi 700 millions de dollars, non compris la valeur d'option pour l'éco-tourisme futur. La valeur d'existence est obtenue à partir d'une étude d'évaluation contingente (sur la méthode d'évaluation contingente, voir Thomas et Gozlan, ce volume) et correspond à environ 4 millions de dollars.

La valeur d'usage indirecte *via* la production fruitière et de miel est obtenue à partir de données scientifiques (instituts de recherche, littérature). Le coût en termes de volumes d'eau perdus est également tiré d'une étude antérieure. Les ressources marines sont évaluées selon leurs différentes composantes : industrie des algues, pêcheries, homards, abalone (*Haliotis midae*). Le tourisme occupe une place particulièrement importante dans l'étude, en raison des motivations principales de visite dans la région : éco-tourisme, loisirs récréatifs et sports extrêmes, en particulier. La valeur totale associée à la biodiversité et à ses usages dans la région floristique du Cap est évaluée par les auteurs à environ 1,4 milliards de dollars par an. Sur la base de cette valeur, la perte totale attendue, suite aux invasions biologiques, est estimée à environ 100 millions de dollars par an, soit environ 1 / 10 de la valeur totale de la biodiversité.

Van Wilgen et ses collaborateurs (2001) présentent un survol d'études empiriques sur l'impact des invasions par des espèces végétales (arbres et arbustes) en Afrique du Sud. Environ 10 millions d'hectares sont déjà envahis par plus de 180 espèces (données de l'année 2000), les envahissants les plus courants étant les espèces *Acacia*, *Hakea* et *Pinus*. Les impacts environnementaux incluent la perte de diversité des invertébrés vivant dans le sol ainsi que la baisse de débit des cours d'eau, l'augmentation de l'inflammabilité des forêts, et la diminution de la productivité des pâturages. Il est à noter que certaines invasions sont associées à des impacts environnementaux positifs.

Le programme de lutte sud-africain contre les invasions biologiques a eu recours, jusqu'au début des années 2000, à deux types de lutte : 1) le contrôle biologique comme substitut efficace aux moyens biochimiques (herbicides), et 2) l'éradication mécanique, très intensive en main-d'œuvre. Deux aspects très intéressants de ce second type de lutte concernent son mode de financement et ses retombées en terme de bien-être social. Tout d'abord, un nombre important de demandeurs d'emploi dans les zones rurales défavorisées a été recruté pour travailler à l'éradication dans des régions proches de leur domicile. Parallèlement, les travailleurs (environ 20 000 au début 2000) bénéficiaient de programmes sociaux (crèches, éducation et information sur le HIV/SIDA, réinsertion des anciens délinquants). Les retombées ont été apparemment importantes sur les économies locales (développement du commerce de détail et de la sous-traitance), et ont agi comme une véritable redistribution, des catégories aisées de la population vers les plus défavorisées. En effet, les fonds collectés pour financer ce programme appelé « *Working for Water* » étaient en réalité détournés d'autres programmes sociaux et éducatifs. La motivation d'une telle diversion repose

sur l'idée du double dividende inversé : les fonds destinés aux programmes sociaux peuvent être utilisés pour remettre au travail des demandeurs d'emploi dans le domaine de la restauration de l'environnement. Par opposition, les politiques s'appuyant sur le concept de double dividende captent des fonds des activités de production (*via* les processus de pollution) pour les redistribuer en vue de financer des politiques d'emploi.

En ce qui concerne la politique de lutte biologique contre les invasions biologiques, les coûts de recherche dans ce domaine ont avoisiné les 3 millions de dollars entre 1997 et 2000. Les rapports entre les bénéfices du programme et son coût, pour une région ou une espèce envahissante particulière, sont très élevés. Par exemple, ce rapport est proche de 1 130 pour le contrôle de l'*Azolla filiculoides*. Le remplacement de la politique de subvention des herbicides destinée aux agriculteurs par un programme de lutte biologique, dans le cas de la lutte contre le cactus *Opuntia aurantiaca*, a permis de diminuer le coût du programme de lutte de plus de 80 %. De plus, les mesures de contrôle contre la « *Port Jackson willow* » (*Acacia saligna*), par des méthodes biologiques au lieu de méthodes mécaniques d'éradication, a permis un retour sur investissement de 800 dollars pour 1 dollar investi en recherche. Les rapports bénéfice / coût des programmes d'éradication dans les bassins versants sont compris entre 6/1 et 12/1, ceux associés aux plantations non valorisables économiquement entre 360 / 1 et 382 / 1. Pour lutter contre le « *Black wattle* » (*Acacia mearnsii*), le rapport est compris entre 2,4 et 7,5. La pertinence de ces travaux a cependant été fortement ébranlée par Simberloff (2002), qui montre qu'il s'agit d'une analyse coûts / bénéfices très incomplète puisqu'elle ne tient compte que des coûts correspondant aux stratégies qui auraient réussi.

Le coût total de contrôle des arbres et arbustes envahissants en Afrique du Sud est estimé par les auteurs à environ 1,2 milliards de dollars, c'est-à-dire environ 60 millions de dollars par an pendant les 20 années nécessaires au succès de cette politique. Avec des mesures de contrôle biologique, les coûts d'éradication mécanique peuvent être réduits à environ 400 millions de dollars, soit 20 millions de dollars par an. Pour étudier le rapport entre les coûts et les bénéfices des politiques d'éradication à l'échelle du pays, les auteurs citent plusieurs études de cas fournissant des valeurs de dommages causés par les espèces envahissantes (arbres et arbustes). Par exemple, les valeurs des récoltes baissent de 9,7 dollars à 2,3 dollars par hectare, et les valeurs d'usage récréatif passent de 8,3 dollars à 1 dollar par hectare, en cas d'invasion. De plus, la valeur de l'eau perdue suite aux invasions dans la région de la plaine d'Agulhas est estimée à environ 163 dollars par hectare, soit environ 3,2 milliards de dollars au total. S'il est difficile de fournir une valeur globale des dommages liés aux invasions, certains redressements au niveau national ou des chiffres partiels renseignent déjà sur l'ordre de grandeur de ces dommages. Ainsi, les pertes de valeur des aires protégées de « *fynbos* » (voir ci-dessus l'étude de Turpie et *al.*, 2003) en Afrique du Sud (1 million d'ha) s'élèveraient à plus de 11 milliards de dollars, et les pertes engendrées par l'*Acacia mearnsii* à environ 1,4 milliard de dollars.

De Wit et ses collaborateurs (2001) ont effectué une analyse coût / bénéfices liée à l'introduction du « *Black wattle tree* », une espèce commerciale (voir plus haut), en incluant les bénéfices liés à son utilisation dans le secteur du bois, de l'énergie et de la construction. D'autres bénéfices sont liés à la séquestration du carbone et à la fixation de l'azote, et à son usage comme produit médical ou pour combattre l'érosion. La valeur nette actualisée des bénéfices s'élève à plus de 550 millions de dollars. Les impacts

négatifs de cette espèce, quant à eux, sont associés à la perte de biodiversité, à la réduction du débit des cours d'eau, à l'augmentation des risques d'incendie, à la pollution par les nitrates, à la perte de potentiel des pâturages et à divers coûts esthétiques (paysages). La valeur nette actualisée de ces dommages a comme borne inférieure 1 426 millions de dollars (en raison des pertes en eau de 577 millions de m³ par an, et 1 million lié à l'augmentation du risque d'incendies). Les auteurs utilisent des enquêtes auprès d'experts en ce qui concerne les impacts environnementaux, auprès de la population de villages pour les bénéfices et coûts associés à l'espèce, et enfin auprès de syndicats de producteurs pour les bénéfices commerciaux. Le rapport bénéfices / coûts d'une politique de laisser-faire est compris entre 0,4 (pour la valeur nette actualisée, et la moyenne annuelle simple sur 20 ans) et 0,6 (pour la valeur de 1998). Une analyse de sensibilité est menée, afin d'évaluer ces rapports dans le cas de plusieurs politiques de contrôle. Cette analyse fait intervenir successivement plusieurs composantes ou paramètres dans la valeur nette actualisée. Par exemple, la valeur de la biodiversité et son taux de croissance, les bénéfices de la séquestration du carbone, et l'efficacité des agents de lutte biologique sont considérés. Dans le cas où seuls les bénéfices et les coûts quantifiables sont utilisés, le rapport bénéfices / coûts est compris entre 0,4 (scénario de laisser-faire) et 7,5 (pour une combinaison de contrôle biologique et d'arrachage mécanique, avec protection des plantations à faible coût par les exploitants). L'arrachage mécanique seul contribue à une valeur de ce rapport de 3,2. Ces valeurs ne peuvent bien sûr être comparées qu'en tenant compte des probabilités de succès, associées aux différentes stratégies de contrôle. Pour tous les scénarios de lutte, les valeurs du rapport entre les bénéfices et les coûts des politiques sont maximales lorsque la valeur de la biodiversité est prise en compte (estimation de 16,6 millions de Rand environ, avec un taux de croissance annuel de 5 %).

États-Unis

L'OTA (1993) étudie de façon détaillée les impacts des invasions biologiques aux États-Unis, et fournit des valeurs des rapports bénéfices / coût comprises entre 1 659 (pour les importations de bois sibérien) et 8,5 (pour l'*Alfalfa blotch leafminer*). Par comparaison, le « *Foot and mouth disease* » (la tremblante du mouton) est associé à un rapport de 25 et la « *Mediterranean fruitfly* » est associée à une valeur de 19,6.

Jetter et ses collaborateurs (2002) discutent de l'impact économique et sanitaire de l'invasion par les fourmis de feu aux États-Unis, et en particulier en Californie, depuis leur découverte dans cet État en 1997. L'établissement (naturalisation) et la propagation de l'espèce est favorisée par une température chaude et un degré d'humidité suffisant, ce qui implique des zones critiques caractérisées par de l'irrigation ou des aménagements résidentiels. Les auteurs considèrent les coûts induits par un probable établissement de l'espèce en Californie, en termes de dommages sur les cultures, sur la santé humaine et sur l'environnement, et parviennent à un intervalle de valeurs entre 3,9 et 9,9 milliards de dollars sur la période entière d'établissement (entre 387 et 989 millions de dollars par an). Ces coûts prévus sont proches, selon les auteurs, de ceux attendus concernant l'établissement de la « *Mediterranean fruit fly* ». Le chiffrage des dommages est effectué en se basant sur des observations pour d'autres États (au sud-est des États-Unis). Par exemple, en Caroline du Sud, le coût moyen annuel de l'invasion par foyer est estimé à 80 dollars ; transposé à la Californie, le coût total pour les ménages résidentiels est compris entre 342 et 885 millions de dollars. Les coûts liés à l'invasion sur le secteur agricole (incluant l'élevage), sur la base de données pour des

États comme l'Arkansas et la Floride, sont compris entre 387 et 989 millions de dollars. Ces dommages incluent les pertes de chiffre d'affaires, les dégâts causés aux installations, le coût des stratégies privées de lutte (environ 55 dollars par acre pour les coûts d'application d'insecticides) et les coûts induits par des mesures de quarantaine (stockage du foin, par exemple). Cependant, l'ensemble de ces coûts ne comprend pas les pertes de biodiversité, par manque de données fiables. La somme des dommages futurs est actualisée, avec un taux d'escompte de 7 %, et dans l'hypothèse que l'invasion sera maximale en 10 ans si les programmes de lutte actuels s'arrêtent.

Le coût total du programme de lutte mis en place à la date de l'article (début 2002) est évalué à environ 65,4 millions de dollars, financé par les contribuables et le secteur horticole. Ce chiffre correspond à la valeur nette actualisée des coûts sur une période de 10 ans (incluant les coûts de conformité aux mesures de quarantaine, évalués à 1,5 millions de dollars par an). Les auteurs insistent sur le fait que le programme a une probabilité non nulle d'échec, ce qui impose de considérer des coûts et des bénéfices en espérance. Ils estiment ainsi que le rapport bénéfices sur coûts sera plus grand que 1 si la probabilité de succès du programme d'éradication dépasse 1,67 % pour la borne inférieure et 0,65 % pour la borne supérieure des dommages espérés ci-dessus.

Pays-Bas

Nunes et van den Bergh (2004) infèrent le coût maximal du programme de restauration ou de préservation qui serait compatible avec un ratio bénéfices / coût supérieur à 1, étant donné leurs estimations des dommages. Les auteurs utilisent une approche d'évaluation contingente (Thomas et Gozlan, ce volume) pour estimer la valeur sociale de la préservation de la qualité de l'eau littorale aux Pays-Bas. Plus précisément, les auteurs mènent une enquête auprès d'une population de visiteurs pour évaluer le degré de participation financière éventuelle à un programme de restauration, suite à une invasion d'algues (par les ballasts en mer du Nord). Le vecteur de paiement consisterait en un système de taxe uniforme au niveau national, excluant par conséquent un droit d'entrée sur le(s) site(s). Des données sur le coût des trajets vers le lieu de villégiature (et de parking) sont également utilisées pour mener une analyse par la méthode des coûts de transport (Thomas et Gozlan, ce volume). Cette méthode permet d'évaluer les dommages subis par la population visitant les stations et les sites côtiers. Le consentement à payer pour un programme de préservation de la qualité de l'eau s'élève à 76,2 euros par an (écart-type de 15,42 euros), et la perte occasionnée par individu, liée à la non-fréquentation du site, à 55 euros par an. En conséquence, les auteurs, qui possèdent des estimations sur les dommages occasionnés par une invasion biologique particulière ainsi que sur les montants que la société est prête à financer, concluent qu'un projet coûtant moins de 225 ou 326 millions d'euros (dépendant des hypothèses de calcul) est pertinent du point de vue de l'analyse coût / bénéfices.

Application : l'introduction volontaire d'une plante ornementale

Pour cet exemple, supposons qu'une plante ornementale représente une probabilité p d'envahir l'environnement si elle est commercialisée dans le pays. Le fait d'interdire les ventes entraîne une baisse de surplus collectif $S2 < S1$ (une évaluation précise de la variation de surplus $S1-S2$ consécutive à l'interdiction devrait tenir compte des plantes autorisées représentant un substitut possible pour les acheteurs), mais permet, si l'interdiction est respectée, d'éviter une invasion dont l'impact

environnemental actualisé est évalué à (une perte) $E1$. La proportion de pépiniéristes qui ne respectent pas l'interdiction est estimée à q .

Lorsqu'une partie des pépiniéristes ne respecte pas l'interdiction, le surplus collectif $S3$ est compris entre $S1$ et $S2$ (par simplification, on suppose que la probabilité d'invasion reste la même quel que soit le nombre de vendeurs commercialisant la plante).

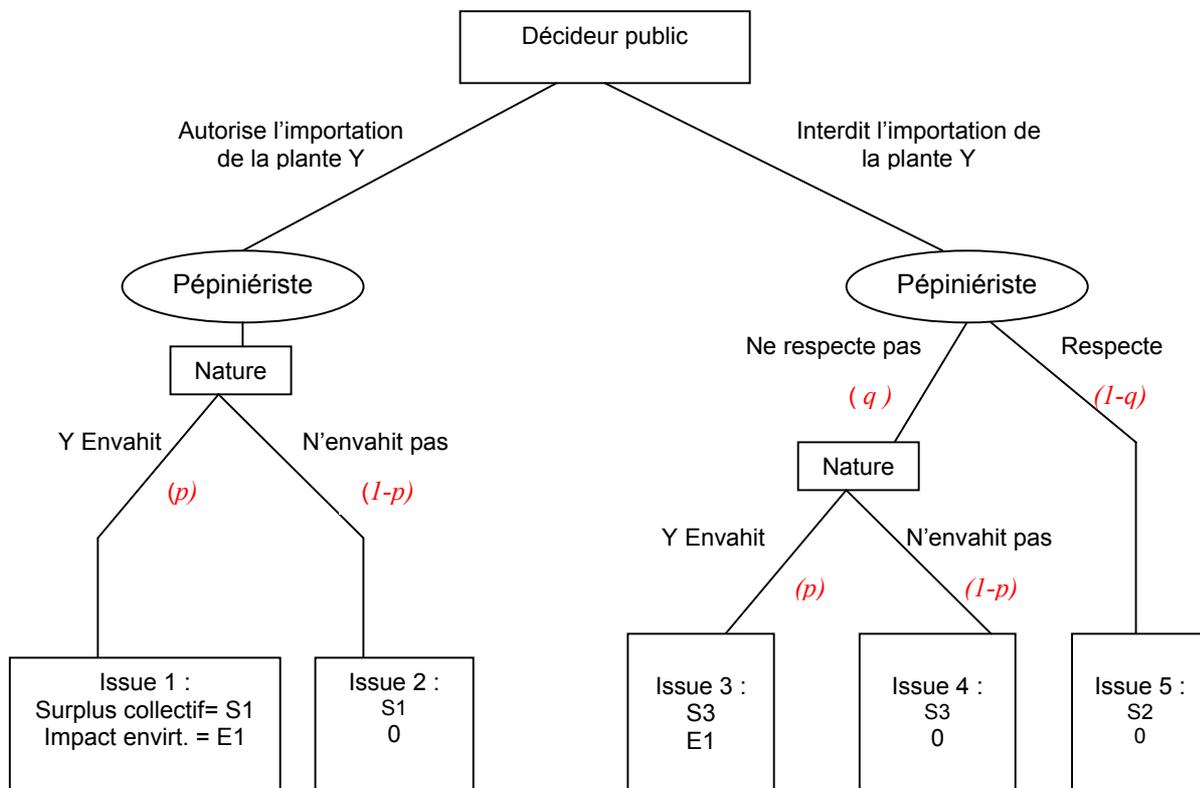
Le décideur choisit l'alternative correspondant à l'espérance de bien-être collectif la plus élevée, c'est-à-dire :

$$W_a = p*(S1-E1) + (1-p)*S1 = S1 - p*E1, \text{ s'il autorise.}$$

$$W_i = q*[p*(S3-E1) + (1-p)*S3] + (1-q)*S2 = q[S3 - p*E1] + (1-q)*S2, \text{ s'il interdit.}$$

Le résultat de l'analyse coûts / bénéfices dépend ici du niveau de respect de la réglementation : si la proportion de pépiniéristes qui commercialiseraient la plante malgré l'interdiction est inférieure à un certain seuil $q \leq (p*E1+S2-S1) / (p*E1+S2-S3)$, alors l'interdiction est socialement souhaitable.

Figure 3 : Arbre de décision - bénéfices de l'autorisation d'importer une plante potentiellement envahissante



L'intérêt de cette illustration est de souligner qu'au-delà des coûts et des bénéfices qu'une politique de contrôle des risques permet d'espérer, l'efficacité de toute mesure dépend de sa mise en oeuvre effective, c'est-à-dire des incitations qu'ont les

individus concernés à modifier leurs habitudes ou comportements. Ces incitations traduisent les **coûts et bénéfices individuels liés à un changement de comportement** (même si des facteurs socio-culturels peuvent entrer en ligne de compte). Le fait de ne pas les prendre suffisamment en considération peut mener à l'échec de mesures qui paraissent pourtant bien conçues.

L'échec de la campagne d'éradication du « *bunchy top* » en Nouvelle-Calédonie en 1999-2001 en est une bonne illustration : malgré des conditions qui semblaient permettre de se débarrasser rapidement de la maladie en détruisant les bananiers infectés, ainsi que les bananiers sains dans un certain rayon autour des souches malades, les résultats ont été extrêmement décevants. Il est certain que la population n'a pas joué le jeu, en signalant peu les cas d'attaques, voire en faisant obstruction à l'accès des équipes d'éradication sur les terrains privés (Béligon, 2001). Or, parmi les raisons qui permettent d'expliquer cet échec, il semble que les incitations individuelles à favoriser l'élimination de ces plants malades aient été assez faibles : l'indemnisation par souche était considérée comme faible. En effet, une période de « vide sanitaire » était imposée avant de pouvoir replanter, et les familles victimes de destruction étaient dans l'incertitude concernant les conditions auxquelles elles pourraient se procurer de nouveaux plants sains (devraient-elles les acheter, et à quel prix ?). De plus, les destructions même indemnisées les privaient durablement d'un aliment ayant une part importante dans la ration alimentaire (Alliance, Questions au Gouvernement, 2001). Si en plus on prend en considération le fait que dans les zones de « forte infection », 97 à 99 % des bananiers étaient sains, et que les bananes de pieds infectés ne présentent aucun danger pour la consommation humaine, il est certain que les coûts de participation au programme d'éradication ont pu paraître considérables aux familles concernées, et en tout cas plus élevés que le montant de l'indemnisation offerte.

Cet exemple illustre l'importance d'une réflexion plus approfondie sur les effets socio-économiques des politiques d'éradication (et de lutte contre les espèces envahissantes, en général) ainsi que sur le partage des coûts induits par ces dernières. Le caractère incitatif des mesures (les primes versées dans l'exemple du « *bunchy top* ») est un aspect majeur du succès de toute politique environnementale. De plus, l'intégration de l'ensemble des coûts indirects sur une période plus longue (impossibilité de replanter, pas de substituts directs pour ces productions) ne doit pas être négligée. Il semble ainsi que le partage des coûts était relativement défavorable aux ménages producteurs, une fois que l'ensemble des composantes étaient intégrées dans le calcul. La section suivante présente une discussion sur le partage des coûts.

Discussion sur le partage des coûts entre les parties prenantes

Qui supporte les coûts des invasions biologiques ?

Les coûts engendrés par les espèces envahissantes et leur contrôle sont sans conteste élevés mais la perception de qui les supporte réellement reste souvent diffuse :

- Les coûts environnementaux sont supportés par la société, mais plus spécifiquement par les communautés locales ainsi que par un certain nombre

- d'individus (par exemple, des touristes) retirant un bénéfice de la fréquentation des écosystèmes concernés.
- Les dommages aux cultures / maladies du bétail sont supportés directement par les agriculteurs, qui en général payent également des traitements sanitaires et phytosanitaires nécessaires.
 - Le partage des coûts des mesures préventives (inspections et quarantaines) varie d'un pays à l'autre. Aux États-Unis, sur un budget de 590 millions de dollars consacré en 2000 à ces mesures, 141 millions provenaient de taxes prélevées sur les usagers (importateurs, transporteurs, affréteurs et voyageurs), et le reste, provenant de fonds publics votés par le Congrès, était donc à la charge du contribuable (Mumford, 2002). Une évaluation récente du système d'inspection français par l'Union européenne souligne qu'aucune charge n'est prélevée auprès des usagers pour l'analyse phytosanitaire des échantillons dans les ports et les aéroports, même si cette possibilité est autorisée par le Code rural.
 - Le coût des « effets de marché » des réglementations (normes sanitaires, quarantaine, etc.) est plus difficile à établir. En première approche, les producteurs étrangers supportent le coût de mise en conformité avec les normes d'importation locales : Mumford (2002) estime, par exemple, que la réglementation imposant le traitement souvent obligatoire des palettes en bois (par la chaleur ou par du méthylbromide) coûte entre 3 et 27 dollars par palette, et leur remplacement par des palettes en plastique est encore plus coûteux (60 dollars pour une palette en plastique contre 9 pour celle en bois). Mais une partie de ces coûts est probablement reportée sur les prix, de sorte que le surplus des consommateurs domestiques est également réduit. Quant aux mesures de quarantaine, elles sont clairement bénéfiques aux producteurs domestiques, préservés de la concurrence d'importations étrangères, tandis que les consommateurs domestiques supportent le coût de ces prix plus élevés sur le marché domestique.

Contribuables / société, usagers, consommateurs, producteurs, peuvent donc être amenés à supporter une partie des coûts liés aux invasions biologiques. La possibilité d'effectuer une répartition efficace de ces coûts entre les diverses parties prenantes est une question relevant de l'économie politique.

Qui doit payer les coûts des invasions biologiques ?

La question du partage des coûts n'est pas simplement un problème éthique ou philosophique, le laisser-faire ayant pour conséquence que les victimes (communautés locales, agriculteurs) supportent des dommages sur lesquels ils n'ont pas de prise. L'enjeu d'une intervention publique efficace est de modifier le partage des coûts afin que les pollueurs aient une réelle incitation à tenir compte (internaliser) ces coûts sociaux. Les instruments économiques de type taxe pigouvienne ou responsabilité civile / environnementale visent précisément à internaliser les effets externes.

La spécificité des dommages environnementaux (victimes susceptibles de se plaindre mal identifiées, difficulté à contrôler les efforts de prévention) plaide généralement pour une règle de responsabilité environnementale stricte, c'est-à-dire où le pollueur (par exemple, un transporteur) est tenu pour responsable des dommages et de la restauration

des milieux, quels qu'aient été ses efforts préventifs. Cette règle présente l'avantage d'être fortement incitative (si le montant des dommages est élevé, le transporteur préférera augmenter ses dépenses de prévention que payer la pénalité), mais également de dégager les ressources pour la restauration des milieux. En pratique, son efficacité peut être limitée par deux éléments : la « traçabilité » du dommage (la condamnation n'est possible que si la responsabilité du transporteur est établie, or, déterminer la provenance d'une espèce introduite peut s'avérer difficile), et la solvabilité du pollueur. En effet, la menace de la pénalité n'est incitative que si le pollueur sait qu'il dispose effectivement des ressources financières pour la compensation, ce qui est le cas pour un nombre réduit de vecteurs d'introduction d'EE, tels que les minéraliers, et les compagnies multinationales (à condition qu'elles n'aient pas délégué l'activité à risque à une filiale).

Le principe pollueur-payeur peut également être mis en oeuvre par des taxes sur un certain nombre d'activités à risque : les taxes présentent l'avantage d'être payées avant la survenue du dommage, et leur montant est sans commune mesure avec la valeur du dommage, permettant de faire porter ce coût supplémentaire à l'ensemble des individus susceptibles de véhiculer des espèces envahissantes, qu'il s'agisse de transport de marchandises (importateurs, même modestes) ou de passagers (touristes). Ces mesures, si elles permettent un partage plus équitable des coûts et une réduction des activités à risque (le tourisme ou l'importation devenant plus chers), sont cependant à utiliser avec précaution dans la mesure où elles n'ont pas d'effet incitatif direct (la taxe est payée qu'il y ait une introduction d'espèce ou pas) mais peuvent avoir des effets de marché importants. L'objectif pourrait être de trouver un niveau de taxe qui ne décourage pas le commerce, ni le tourisme, tout en permettant de générer des revenus permettant de contribuer au financement des mesures d'inspection, de prévention et de contrôle (Jenkins, 2002).

Dans le prolongement de cette idée, plusieurs auteurs rappellent qu'en cas d'invasion, une réaction d'éradication rapide permet d'éviter des coûts de contrôle bien plus élevés par la suite (chaque dollar dépensé en intervention précoce permettrait d'en économiser 17 par la suite). Or, bien que moins coûteuses, les mesures d'intervention précoce nécessitent des fonds qui ne sont pas toujours disponibles rapidement. Perrings et ses collaborateurs (2000) suggèrent de s'inspirer de l'expérience des catastrophes pétrolières et d'alimentar, par un système de taxes sur les activités à risque, un fonds d'urgence destiné à être utilisé en cas de pollution biologique.

Costello et McAusland (2003) soulignent que les invasions biologiques constituent peut-être la seule externalité des échanges internationaux qui ne puisse pas être contrôlée autrement que par une réduction de ces échanges, ce qui plaide encore pour une taxe. McAusland et Costello (2004) analysent des politiques combinant deux mesures : tarifs et inspections à la frontière, dans le cas des invasions involontaires. Ils montrent qu'une politique optimale consiste à calculer une taxe pigouvienne consistant en : 1) une contribution correspondant au dommage marginal de l'introduction pour les espèces non détectées, et 2) une composante correspondant aux coûts d'inspection.

Ainsi donc, une politique de taxation appuyée sur une assiette suffisamment large et alimentant un fonds pour « calamités naturelles » permettrait en définitive d'assurer un certain recouvrement des coûts, au détriment du caractère incitatif habituellement associé à une taxation selon le principe pollueur-payeur. Rappelons à cet égard que des systèmes dans lesquels le niveau de la taxe est délibérément fixé à un

niveau sub-optimal respectent bien le principe pollueur-payeur, mais non le principe de la taxation pigouvienne : les contributeurs aux dommages environnementaux sont bien identifiés et taxés, mais à un niveau insuffisant pour les inciter à internaliser entièrement les effets externes liés à leur activité. L'autre avantage de ce système réside dans la possibilité d'apprentissage de la part des parties prenantes (y compris l'administration en charge de la taxation), le niveau de taxe pouvant s'adapter graduellement en évitant les effets trop brusques associés à l'introduction de nouveaux systèmes de taxe. Ceci constitue donc une option de politique environnementale très intéressante pour des pays en développement ou pour des régions de handicap naturel.

Suggestions pour la Nouvelle-Calédonie

Au vu des considérations d'ordre économique présentées ci-dessus, nous proposons à présent un ensemble de suggestions dans le cas des politiques de prévention et de lutte contre les espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie. En prenant comme base l'analyse coûts / bénéfiques, on cherchera tout d'abord à décliner les différentes informations nécessaires à l'identification des différentes composantes du rapport entre le bénéfice attendu des politiques d'une part, et les coûts de ces politiques d'autre part.

Comment conduire une analyse coûts / bénéfiques intégrant différents scénarios d'introduction ?

Le point fondamental à l'origine de toute analyse coûts / bénéfiques est la définition des politiques envisagées, à mettre en regard de scénarios d'évènements probables. Ces scénarios peuvent être probabilisables ou non, et ils correspondent dans notre cas à des intensités plus ou moins fortes d'établissement ou de propagation des espèces déjà introduites, ou à des probabilités plus ou moins importantes d'introduction de nouvelles espèces envahissantes (Thomas et *al.*, Question 3 dans ce volume).

Un autre aspect du problème est le caractère multi-formes des invasions : s'agissant d'espèces diverses à des stades d'établissement différents ou caractérisés par des probabilités variées, il est délicat de proposer une politique unique. Il est vraisemblablement plus judicieux d'envisager une combinaison d'instruments de politique environnementale, mieux à même de correspondre plus efficacement aux différentes atteintes associées aux différentes espèces. Ceci est d'autant plus important que certaines politiques peuvent servir de support au financement d'instruments parallèles. Ainsi, par exemple, les revenus d'une taxe sur les importations (ou pour les passagers) peuvent alimenter le budget des services d'inspection et de quarantaine.

Le tableau 3 fournit le croisement entre les différentes politiques de prévention et de lutte, en regard de scénarios envisageables.

Tableau 3 : Politiques de lutte contre les espèces envahissantes et scénarios

	Mesures	
	Domage espéré faible	Domage espéré élevé
Espèce non encore introduite	- Certification - Inspections douanières	- Fonds de responsabilité - Taxe sur les importations - Quarantaine
Espèce introduite et établie	- Adaptation - Surveillance - Campagnes de sensibilisation	- Fonds de solidarité - Taxe sur les plantes ornementales
Espèce établie et envahissante	- Adaptation	- Eradication (lutte biologique, mécanique, chimique)

Trois éléments du tableau 3, les fonds de responsabilité et de solidarité, et la taxe sur les plantes ornementales, méritent les commentaires qui vont suivre.

Le premier, le **fonds de responsabilité**, concerne les exportateurs de marchandises ayant fourni un certificat phytosanitaire préalable ; le fonds est alors alimenté par des versements préalables à l'importation, en proportion de la valeur des produits concernés. En cas d'introduction avérée, lors d'une inspection ou encore *ex post*, si la preuve peut être apportée que les espèces proviennent d'un exportateur particulier, la cotisation n'est pas remboursée au contributeur. Ce fonds fonctionne donc comme une garantie fortement incitative pour l'exportateur, dans le cas notamment où la procédure de certification n'est pas totalement efficace. Ce type de mesures appartient à la catégorie d'approches fondées sur la responsabilité stricte ou non-limitée (Mumford, 2002). Elle pose cependant le problème de la preuve, comme discuté plus haut. Ce type de mesures est discuté dans Thomas et Randall (2000) par exemple, où les auteurs proposent un schéma plus sophistiqué selon lequel les exportateurs proposent un montant de cotisation dès le départ. Ce dernier sert alors de signal aux pouvoirs publics quant au risque potentiel associé au produit importé. En terme d'efficacité environnementale, ce système présente un grand avantage car les fonds, parfois importants, sont immédiatement disponibles pour appuyer une politique de quarantaine ou d'inspection plus poussée, ou même pour financer des mesures d'éradication. Même si ces fonds doivent à terme être remboursés (sauf aux exportateurs pris en défaut), le système fonctionne comme une source de crédit permanent intéressant dans le cas où les sources de financement public sont limitées.

Le **fonds de solidarité**, quant à lui, est un instrument associé à une responsabilité partagée, et est dédié à la lutte contre les espèces déjà introduites. Pouvant être alimenté à la fois par les pouvoirs publics et par les autres parties prenantes (importateurs, certaines catégories de producteurs locaux), il permet de recouvrir partiellement les coûts de campagnes d'éradication et de sensibilisation / communication (Thomas et *al.*, Question 3 dans ce volume). Contrairement au fonds de responsabilité, le fonds de solidarité ne possède aucun caractère incitatif.

Enfin, la **taxe sur les plantes ornementales** constitue un exemple de taxe pigouvienne un peu particulière, dans la mesure où l'assiette repose sur le secteur du commerce local, à la différence de la taxe sur les importations. Cette taxe intègre explicitement le fait que les dommages liés à la naturalisation ou à la propagation de ces espèces (plantes ornementales) proviennent des bénéfices engendrés par le commerce de ces dernières pour ce secteur. Celui-ci n'intègre pas les coûts environnementaux et

économiques consécutifs à la diffusion des espèces dans le milieu. Un problème particulier est posé par la fourniture de graines et semences par courrier postal, à destination de particuliers et de jardinerie / pépiniéristes. Dans le secteur commercial, les taxes peuvent être assises sur les importations ou, si ces dernières sont difficiles à contrôler, sur le chiffre d'affaires. Le choix entre ces deux systèmes de taxation repose en fait sur la capacité des autorités à superviser, par des moyens techniques adéquats, les envois par courrier postal, ce qui implique la comparaison des contenus avec les déclarations fournies par l'exportateur (l'expéditeur). Le développement très rapide des ventes sur Internet rend en effet cette vérification indispensable. Si, par contre, les moyens techniques et humains font défaut, il convient alors de pratiquer une politique de taxation « indirecte », basée sur une variable *a priori* fortement corrélée au volume importé, à savoir le chiffre d'affaires. Une telle mesure est de second rang car elle induit de fortes distorsions, pénalisant les importateurs commerciaux et privilégiant les espèces locales et non celles importées. Dans le cas des particuliers, en revanche, seule la politique de détection est envisageable, accompagnée d'une campagne d'information.

En ce qui concerne les introductions, chaque politique pourra être déclinée en fonction des vecteurs et voies d'accès associés (taxes sur les importations et quarantaine par exemple) et des espèces recherchées (certifications, inspections). Par contre, les mesures consistant à établir un fonds de solidarité / responsabilité ou à instaurer une taxe sur les importations ne dépendent pas *a priori* d'une espèce particulière. Pour les espèces déjà introduites, les mesures doivent être conduites en fonction des espèces repérées (cas de la surveillance et des campagnes de sensibilisation).

Si l'objectif global de la politique publique consiste à lutter contre de nouvelles invasions, tout en éradiquant ou en s'adaptant aux espèces introduites et établies, la question essentielle est alors de réaliser un arbitrage entre les politiques « traditionnelles » de prévention (mesures aux frontières, quarantaine, etc.) et les nouvelles mesures (taxes spécifiques, fonds de responsabilité). La probabilité d'invasion peut être significative pour certaines voies d'accès, ou *pathways*, étant donné les caractéristiques locales et le dommage espéré élevé (Thomas et *al.*, Question 3 dans ce volume). De nouvelles mesures de politique environnementale devraient alors être envisagées, comme celles décrites plus haut (fonds de responsabilité, taxe pigouvienne).

Une fois la panoplie de politiques retenues, sur une base de faisabilité « technique » et juridique / administrative, il reste à évaluer leur coût, à la fois en moyenne annuelle pour les premières années du programme, et selon la formule de la valeur nette actualisée. Ces sommes totales devront ensuite être comparées aux bénéfices attendus, en termes de préservation de l'écosystème local et des différentes valeurs d'usage, notamment. Dans chaque cas (politique unique ou combinaison d'instruments utilisés conjointement), des scénarios seront envisagés, selon notamment le degré d'importance des dommages environnementaux et socio-économiques. Il n'est pas réellement utile à ce stade de considérer des scénarios différenciés selon la probabilité d'invasion, dans la mesure où la seule quantité importante au final est le **dommage espéré**, obtenu comme combinaison d'un dommage estimé et d'une probabilité d'occurrence. Par contre, la probabilité de succès de la politique doit être considérée, car elle détermine au final le **dommage évité** qui doit être comparé au coût des mesures.

Où trouver les données ?

Les données nécessaires à la construction de l'indicateur, constitué du rapport bénéfices sur coûts des politiques, sont de nature et de provenance multiples. Les exemples de la littérature présentés ci-dessus donnent un aperçu de la pratique courante en la matière. Une première série de données concerne les dommages (exprimés en termes monétaires) engendrés par les espèces envahissantes sur le milieu. Des enquêtes auprès d'experts scientifiques et d'associations professionnelles peuvent être utilisées pour réduire le coût d'acquisition de ces informations. Deux cas sont possibles :

- 1) Les coûts des dommages sont directement évalués (par enquête notamment). Il convient alors de vérifier l'exhaustivité des composantes du coût total pour la société (producteurs, ménages, biodiversité).
- 2) Les coûts des dommages ne peuvent pas tous être évalués directement. On procède alors à une évaluation à partir de la valeur actuelle des ressources naturelles utilisées, à laquelle on affecte un coefficient de perte probabilisé lié aux invasions biologiques. Dans le cas du secteur agricole par exemple, les surfaces utilisables concernées par les invasions sont retirées, et/ou les pertes de rendement sont estimées.

Dans le premier cas, des enquêtes de terrain peuvent être appuyées par la revue de la littérature lorsque les espèces potentiellement invasives sont inconnues sur le territoire. Dans le second, des données publiques, géographiques et économiques (production, consommation) sont disponibles en Nouvelle-Calédonie, avec un degré de précision suffisant.

Deux facteurs sont particulièrement importants à prendre en compte. Tout d'abord, la valeur de la biodiversité potentiellement perdue est très difficile à évaluer, et cette information est probablement la plus coûteuse à obtenir, tout en étant la plus imprécise au final. Il est alors intéressant de retenir plusieurs niveaux dans le calcul des dommages, avec ou sans cette valeur de biodiversité. Ensuite, lors du calcul des pertes subies par le secteur productif, il ne faut pas inclure les coûts déjà existants de protection ou de lutte, dans la mesure où ils sont concurrents des politiques envisagées. Par contre, comme mentionné plus haut, ces dépenses (d'ordre privé, dans leur majorité) renseignent sur le niveau des dommages subis.

La seconde série de données est relative au coût des politiques. Les données dans ce cas peuvent évidemment provenir des systèmes existants en ce qui concerne les inspections et les procédures douanières (quarantaine), éventuellement adaptées aux nouveaux niveaux de protection souhaités. Les coûts des mesures d'éradication et de surveillance procèdent du même ordre, la littérature fournissant des exemples parfois très précis en la matière (frais de personnel supplémentaires, équipements, amortissement des installations). Il convient en outre, dans le cas de nouveaux instruments, tels que les taxes pigouviennes et les fonds de solidarité / responsabilité, d'intégrer dans le coût des politiques l'impact attendu sur le consommateur final (effets marchands des politiques). Une mesure de variation du bien-être peut être obtenue relativement facilement à partir de l'intégration d'une fonction de demande pour les biens importés, notamment. Des observations plus nombreuses sur les quantités et les prix des biens marchands affectés par ces politiques sont alors nécessaires, à un coût réduit. Enfin, il existe de nombreux travaux empiriques sur la question de l'impact de

politiques fiscales et tarifaires sur le bien-être des consommateurs, et ceci pour la plupart des pays (industrialisés ou non).

Quels coûts pour quelle politique

Les politiques identifiées à la section 5.1 impliquent des coûts extrêmement variés dans leur magnitude et dans les contributeurs. Comme mentionné plus haut, les instruments incitatifs, telles les taxes pigouviennes, conduisent à des coûts répercutés sur le consommateur final, le coût direct pour les pouvoirs publics étant très limité. De plus, des diversions de flux commerciaux sont à attendre si ces taxes ne sont pas uniformes. A moins d'évoquer des clauses de sauvegarde particulière, il n'est pas possible de taxer de façon différenciée en fonction de la provenance (des mêmes produits issus de différents pays et appartenant à une même zone douanière, telle que l'Union européenne, par exemple). Par contre, des taxes différenciées par type de produit sont plus aisées à mettre en œuvre. En ce qui concerne les politiques d'inspection et de quarantaine, des investissements importants seraient à attendre en Nouvelle-Calédonie, en termes d'équipements mais aussi et surtout de formation des personnels. Il est plus aisé de chiffrer les variations de coût attendues de l'instauration d'une politique étendue (cas des mesures avant ou à la frontière) par rapport à la situation initiale, même si les coûts environnés (*overhead costs*) doivent être pris en compte. La voie d'accès « postale », associée à la forte progression des ventes sur Internet, a été identifiée à la Question 3 (voir probabilités d'invasion ; Thomas et *al.*, ce volume) comme l'un des risques majeurs pour l'introduction de graines et de semences, notamment, utilisées dans le secteur des jardineries et des pépiniéristes, mais aussi de la part de particuliers. Un investissement important dans la détection (rayons X, formation du personnel) est à attendre si le développement de cette stratégie de prévention est retenu. Il est par contre plus difficile d'envisager une contrepartie, permettant de faire payer directement les expéditeurs, afin de financer les équipements et les dépenses en personnel nécessaires. Dans ce cas, les importateurs devront s'acquitter d'une taxe (pigouviennne, par exemple), quel que soit leur vecteur d'approvisionnement. Bien entendu, les particuliers étant plus difficilement contrôlables que les importateurs « officiels » (voir plus haut), leur contribution devra s'appuyer sur une détection à l'arrivée des courriers, suivie d'une vérification des déclarations d'importation dans le pays.

Les politiques d'éradication sont probablement les plus coûteuses, et aussi les plus incertaines. Une étude du CIRAD sur l'île de la Réunion fournit quelques éléments chiffrés dans le cas de l'arrachage du longose (*Hedychium gardnerianum*), espèce originaire de l'Himalaya et faisant l'objet d'arrachage depuis 10 ans par l'ONF. Deux-cent trente jours par homme sont ainsi nécessaires pour arracher 70 tonnes de longose sur 1 hectare envahi, pour un coût estimé de 21 315 euros par hectare. Les politiques basées sur des contrôles biochimiques, ou surtout biologiques, permettent de réduire les coûts de l'éradication de façon parfois importante (cas en Afrique du Sud, notamment).

Il est plus difficile d'évaluer les coûts d'adaptation, dans la mesure où ceux-ci doivent être calculés sur un horizon temporel plus long, et comporter des mesures adaptées en fonction du milieu. Il en est de même pour les mesures relatives aux campagnes de sensibilisation et d'information, menées sur le long terme, dans le cas des espèces installées.

De nombreux facteurs plaident pour l'instauration d'une politique cohérente et soutenue de prévention, plutôt que des politiques de contrôle et d'éradication *ex post*. Pour aller dans ce sens, les coûts associés aux mesures avant, et à la frontière, doivent être mesurés avec le plus de précision. Dans le cas de la taxe sur les passagers, cette politique peut entraîner comme coût indirect une diversion des arrivées vers d'autres zones touristiques (archipels du Pacifique Sud, par exemple). Il est important de souligner qu'une telle mesure doit être accompagnée d'une campagne d'information sur la valeur de la biodiversité en Nouvelle-Calédonie, comme motivation majeure des séjours touristiques. Ce faisant, la politique de taxation renseigne par son intensité sur l'un des atouts de l'archipel néo-calédonien.

L'exemple de la fougère arborescente d'Australie (A. Sheppard, communication personnelle)

La fougère arborescente d'Australie (*Cyathea cooperi*, parfois appelée *Sphaeropteris cooperi*) est une espèce extrêmement envahissante, en particulier dans l'archipel d'Hawaii. L'intérêt pour cette espèce végétale de la part des jardinerie de Nouvelle-Calédonie provient de sa croissance très rapide. Ce facteur semble l'un des seuls avantages par rapport à des espèces locales comparables. La rentabilité liée à des rendements d'échelle dans les activités de production (stade final) et de distribution est donc vraisemblablement importante. Le risque est donc grand de voir cette espèce importée de façon significative de pays comme la Thaïlande, où l'existence de parasites et d'insectes est importante. Étant donné la difficulté d'appliquer une taxe différenciée sur cette provenance, il reste la possibilité de lever une taxe spécifique sur ce type d'importations, accompagnée d'une taxe directe sur les ventes en jardinerie. Si la taxe, de plus, est forfaitaire plutôt que proportionnelle à la valeur (*ad valorem*), le différentiel de rentabilité entre les importations en provenance de pays comme la Thaïlande et d'autres pays plus coûteux pourra être plus réduit encore. Des données sur les ventes de fougères arborescentes peuvent aisément être obtenues, ce qui permettrait d'évaluer le degré de substituabilité entre cette espèce et des produits concurrents. Dans ce cas, il n'est pas obligatoirement nécessaire de comparer le coût de la politique de prévention / taxation avec d'autres mesures liées à l'éradication. Une analyse coûts / bénéfices peut en effet se limiter dans ce cas à une comparaison de mesures avant, ou à la frontière, avec une politique de taxation des produits après leur importation.

Bibliographie

- ALLIANCE, 2002 - *Bunchy-top, Questions au Gouvernement : changez de méthodes et repensez la stratégie*. Libre expression. En ligne [http://www.librex.nc/article.php?sid=128]
- ARMSWORTH P.R., KENDALL B.E., DAVIS F.W., 2004 - An Introduction to Biodiversity Concepts for Environmental Economists. *Resource and Energy Economics*, 26(2): 115-136.
- ARROW K.J., FISHER A.C., 1974 - Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 88(2): 312-319
- BOARDMAN A., GREENBERG D., VINING A., WEIMER D., 1996 - *Cost-benefit analysis: concepts and practice*. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice-Hall Inc., 493 p.

- BORN W., RAUSCHMAYER F., BRÄUER I., 2004 - *Economic evaluation of biological invasions : a survey*. UFZ Center for environmental research Leipzig-Halle GmbH. UFZ-Discussion Papers, 30 p.
- BROCK W.A., XEPAPADEAS A., 2003 - Valuing Biodiversity from an Economic Perspective: A Unified Economic, Ecological, and Genetic Approach. *American Economic Review*, 93(5): 1597-1614.
- CHICHILNISKY G., HEAL G. (eds), 2000 - *Environmental markets; equity and efficiency*. New York, Columbia University Press, 298 p.
- COSTELLO C., MCAUSLAND C., 2003 - Protectionism, Trade, and Measures of Damage from Exotic Species Introductions. *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4): 964-975.
- DE WIT M. P., CROOKES D. J., VAN WILGEN B.W., 2001 - Conflicts of Interest in Environmental Management: Estimating the Costs and Benefits of a Tree Invasion. *Biological Invasions*, 3(2): 167-178.
- GOZLAN E., MARETTE S., *sous presse* – « Aspects économiques de la gestion du risque ». In Feinberg M., Bertail P., Tressou J., Verger Ph. (eds): *Analyse des Risques Alimentaires*. Lavoisier Tec & Doc.
- GRIFFITHS D.W., SCHLOESSER D.W., LEACH J.H., KOALAK W.P., 1991 - Distribution and dispersal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes Region. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science*, 48(8): 1381-1388.
- GROVES R.H., HOSKING J.R., 1997 - *Recent incursions of weeds to Australia 1971-1995*. Adelaide, Australie, Cooperative Research Centre for Weed Management Systems, Technical Series N° 3, 74 p.
- GUESNERIE R., 2004 - Calcul économique et développement durable. *Revue économique*, 55(3) : 363-382
- HAMPICKE U., 1999 - The Limits to Economic Valuation of Biodiversity. *International Journal of Social Economics*, 26(1): 158-173.
- HEAL G., 1993 - *Valuing the Very Long Run: Discounting and the Environment*. Columbia PaineWebber Working Paper Series in Money, Economics and Finance: PW-93-04, 11 p.
- HEAL G., 1994 - *Markets and Biodiversity*. Columbia University, PaineWebber Working Paper Series in Money, Economics, and Finance: PW/95/17: 8 p.
- HEAL G., 2004 – « The Meaning of Value and Use of Economic Valuation ». In *Valuing Ecosystem Services: Towards Better Environmental Decision-Making*. Washington, D.C., National Academic Press : 33-58.
- JENKINS P.T., 2002 - Paying for the Protection from Invasive Species. *Issues in Science and Technology Online, Fall 2002*: 67-72.
- JETTER K.M., HAMILTON J., KLOTZ J.H., 2002 - Red imported fire ants threaten agriculture, wildlife and homes. *California Agriculture* 56(1): 26-34.
- KASSAR I., LASSERRE P. 2004 - Species Preservation and Biodiversity Value: A Real Options Approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(2): 857-879.
- KHALANSKI M. 1997 - Industrial and ecological consequences of the introduction of new species in continental aquatic ecosystems: the zebra mussel and other invasive species. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*, 0(344-345): 385-404.
- MCAUSLAND C., COSTELLO C., 2004 - Avoiding invasives: trade-related policies for controlling unintentional exotic species introductions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(2): 954-977.

- MUMFORD J.D., 2002 - Economic issues related to quarantine in international trade. *European Review of Agricultural Economics*, 29(3): 329-348.
- NUNES P.A.L.D., VAN DEN BERGH J.C.J.M., 2004 - Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. *Environmental and Resource Economics*, 28(4): 517-532.
- OTA, 1993 - *Harmful Non-Indigenous Species in the United States*, OTA-F-565. Washington, D.C., U.S. Government Printing Office, Office of Technology Assessment, U.S. Congress, 391 p.
- PEARCE D., 2005 - *Economists and biodiversity conservation: what can we contribute?* Présenté à la conférence de l'European Association of Environmental Economists, Breme, Juin 2005, 18 p.
- PEARCE D.W., TURNER R.K., 1990 - *Economics of natural resources and the environment*. London, Harvester Wheatsheaf, 378 p.
- PERRAULT A., BENNETT M., BURGIEL S., DELACH A., MUFFETT C., 2003 - *Invasive species, agriculture and trade: case studies from the NAFTA context*. Presented at the Second North American Symposium on Assessing the Environmental Effects of Trade (Mexico City, March 25-26, 2003), 55 p.
- PERRINGS C., WILLIAMSON M., BARBIER E.B., DELFINO D., DALMAZZONE S., SHOGREN J.F., SIMMONS P.J., WATKINSON, A.R., 2000 - Biological Invasion Risks and the Public Good: an Economic Perspective. *Conservation Ecology*, 6(1) en ligne [<http://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art1/>]
- PIMENTEL D., LACH L., ZUNIGA R., MORRISON D., 2000 - Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, 50(1): 56-65.
- SETTLE C., SHOGREN J.F., 2004 - Hyperbolic discounting and time inconsistency in a native-exotic species conflict. *Resource and Energy Economics*, 26(2): 255-274.
- SHOGREN J.F., 2000 - « Risk Reduction Strategies against the 'Explosive Invader' ». In C. Perrings, M. Williamson, and S. Dalmazzone (eds.): *The economics of biological invasions*, Cheltenham, UK, Edward Elgar Publishing, 56-69.
- SHOGREN J.F., 2001 - Why Economics Matters for Endangered Species Protection and the ESA. Protecting endangered species in the United States: Biological needs, political realities, economic choices:365-373.
- SIMPSON R. D., 2002 - Definitions of Biodiversity and Measures of its Value. Discussion Paper 02-62 Resources For the Futures, Washington DC.
- SINDEN J., JONES R., HESTER S., ODOM D., KALISH C., JAMES R. CACHO O., 2004 - *The economic impact of weeds in Australia*. CRC for Australian Weed Management, Technical Series n° 8, 55 p.
- THOMAS M.H., RANDALL A., 2000 - Intentional introductions of nonindigenous species: A principal-agent model and protocol for revocable decisions. *Ecological Economics*, 34: 333-345.
- TURPIE J.K., HEYDENRYCH B.J. LAMBERTH S.J., 2003 - Economic value of terrestrial and marine biodiversity in the Cape Floristic Region: Implications for defining effective and socially optimal conservation strategies. *Biological Conservation*, 112: 233-251.
- VAN WILGEN B.W., RICHARDSON D.M., LEMAITRE D.C., MARAIS C., MAGADLELA D., 2001 - The economic consequences of alien plant invasions: Examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability*, 3: 145-168.
- WEITZMAN M.L., 1998 - The Noah's Ark Problem. *Econometrica*, 66(6): 1279-1298.