



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
<http://ageconsearch.umn.edu>
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

PRÉSENTATION

Questions d'économie forestière

Les trois articles suivants, regroupés dans un dossier thématique, s'attachent à faire le point sur des questions essentielles qui se posent en matière d'analyse économique des biens et services procurés par les forêts.

Et d'abord quelle valeur implicite ont parmi ces biens et services ceux qui sont le plus souvent qualifiés de non marchands ? La question n'est ni naïve ni illusoire, car dans une économie dominée par le paradigme du marché, on suppose que leur prise en compte objective dépend plus ou moins directement de la faculté qu'on aurait de leur conférer une valeur mesurable.

Cette question est appelée à un grand avenir, avec le développement de nouvelles fonctions, et donc de nouvelles définitions du rural. Alain Desprès et Dominique Normandin l'étudient d'un point de vue général à partir d'un repérage des différents services environnementaux fournis par les espaces boisés. Après une mise en perspective micro-économique des choix de production forestière sous contrainte environnementale, ils discutent de l'optimum social et comparent divers types d'évaluation susceptibles d'être appliqués à des situations rencontrées à l'échelle française.

En décrivant avec précision les fondements mais aussi les limites des diverses approches théoriques disponibles, ils montrent que le problème essentiel est celui des droits d'appropriation des utilités en question. Dans le cas de la forêt où des services antagonistes sont fournis par un actif dont les droits de propriété sont mal définis, il s'agirait alors de générer des modes organisationnels chargés de répartir les coûts des services en question entre les différents bénéficiaires.

Autre sujet pertinent d'analyse: la dégradation des ressources forestières tropicales, qui opère probablement à une échelle dépassant toutes celles jusqu'ici connues, et qui fait l'objet d'une médiatisation sans commune mesure avec celle caractérisant traditionnellement les problèmes forestiers. Comment appréhender le phénomène, et comment l'expliquer, donc le prévoir à partir de celles de ses causes qui sont économiques ?

Isabelle Cléroux et Jean-Michel Salles passent en revue les travaux qui proposent une modélisation économique de ladite « déforestation ». A l'issue de cette revue, où l'on constate la faible importance attribuée par les économistes à la mobilité du capital, ils s'attachent à justifier le recours aux modèles d'équilibre général calculable, tout en signalant leurs limites, notamment celles concernant une insuffisante prise en compte du temps, du secteur informel, et des coûts de transaction.

Au passage, ils relèvent les lacunes existant dans l'information statistique disponible sur le sujet, et discutent les hypothèses fondant les modèles présentés. Les relations mécanistes généralement retenues entre « déforestation » et population, revenu ou encore productivité, sont ainsi mises en débat.

Au juste, y a-t-il réellement déforestation, dégradation, destruction, ou simple évolution structurelle ? A supposer encore qu'on dispose de données fiables, que peut-on tirer sur ce point d'une étude sur quelques décennies d'une dynamique forestière qui, elle, est pluriséculaire ? Les modèles actuels sont encore trop statiques pour conclure sur ce point fondamental.

Enfin, à un moment où un discours redondant est produit sur la nécessité de promouvoir un développement durable des ressources mondiales, quelle signification peuvent prendre les mots qu'on emploie en matière d'analyse économique ? N'y a-t-il pas nécessité, si l'on veut éviter le dévoilement des termes, et donc des idées qui les sous-tendent, de construire (ou reconstruire) des concepts susceptibles de porter une plus grande rigueur de jugement, tout en permettant d'atteindre les objectifs implicitement attribués à ces nouveaux paradigmes ?

C'est cette tâche que s'est fixée Jean-Philippe Terreaux, qui soutient que les notions apparemment contradictoires de durabilité et de rentabilité ne s'opposent nullement, car elles ne sont tout simplement pas comparables. Sa démonstration s'appuie sur ce qui apparaît aux économistes néoclassiques comme un paradoxe : effectué sur la base de critères différents (production maximale soutenable d'un côté, et production soutenable maximale de l'autre), un calcul simple simulant le comportement de gestion de deux agents économiques ayant le même objectif (revenu régulier maximum à l'équilibre) conduit à des résultats économiques différents, et pousse donc ces deux agents à des choix d'exploitation eux-mêmes différents, dont on ne pourra pas dire lequel est meilleur. Reste que les hypothèses économiques sur lesquelles reposent les calculs sont forcément réductrices, donc criticables. Il faut donc caractériser précisément le cadre d'hypothèses dans lequel chaque critère utilisé devrait être employé pour guider les choix de gestion. « Durabilité » et même « rentabilité » restent encore des notions trop vagues.

Pour essentiels qu'ils soient, les trois thèmes composant ce dossier ne recouvrent pas l'ensemble des questions qui se posent à l'économiste soucieux de mieux appréhender la gestion des ressources forestières. D'autres problématiques émergent, dont les suivantes ne figurent qu'à titre d'exemples :

– Comment et à quel niveau comptabiliser concrètement les utilités forestières que le marché ne prend pas en compte et qui ne peuvent être mesurées par un prix ?

– Quelles incidences sur la gestion forestière apporte la multiplicité des fonctions, laquelle génère une augmentation du nombre d'intérêts, donc d'acteurs en présence ? Comment aider les divers agents économiques en présence dans des choix qui dépendent d'une façon plus ou moins directe des attentes d'autres agents, le plus souvent concurrents ?

A des questions d'une telle actualité et d'une telle importance, les travaux des chercheurs ne répondent certes qu'imparfaitement et dans des délais nécessités par la reformulation souvent complète de la problématique et des concepts. Ce n'est d'ailleurs pas la moindre qualité des textes présentés que de réfléchir aux limites de l'analyse qu'ils proposent.

Puisse ce dossier des Cahiers attirer de nouveaux chercheurs sur un thème difficile mais passionnant, et où les idées manquent moins que les bras.

Gérard BUTTOUD
INRA, Nancy

Les services d'environnement
fournis par la forêt :
évaluation et régulation

Alain DESPRÈS
Dominique NORMANDIN

Alain DEPRÈS*, Dominique NORMANDIN*

Environmental amenities provided by forests: evaluation and regulation

Key-words:

forest, environment, non-wood benefits, multiple uses

Les services d'environnement fournis par la forêt: évaluation et régulation

Mots-clés:

forêt, environnement, bénéfices non marchands, usages multiples

Summary – Considering the growing demand for environmental quality, forest management practices are now discussed at various institutional levels (regional, national and international). The dramatic situation of tropical countries involves to protect forested areas. Nevertheless, in Europe and especially in France, the problem emerges in a different context. The main questions concern the choice between an efficient timber production and non-market benefits. As the importance of timber as raw material is recognised, society seems to be more and more involved in protecting ecological and landscape quality of forests. This paper examines the various problems induced by this new demand.

The first section gives indications on the definition of non-market benefits of forest and precises some useful concepts for forest management. The role of timber industry is mentioned because environmental quality in forest should not be studied without considering the economic importance of timber.

The second section examines and discusses the traditional microeconomics analysis of forest harvesting facing constraints of environmental protection. The basis of the analysis is the so-called Faustman model able to calculate the optimal forest rotation when only concerning timber value. The hypothesis are discussed: objectives of the forest owners refer to a world without uncertainty, but the very long term of timber returns restricts the relevance of such a viewpoint.

Finally, the third section gives some examples of regulation as applied in France. For a long time, French government has been intervening to protect forests, by imposing legal restrictions to limit harvesting and to control forest management. Nevertheless, this intervention does not proceed by a regulation of non-market benefits, but only consists in protecting a traditional use of rural territory. Some examples of practices which are applied in Germany are presented.

Résumé – Face à une demande croissante de qualité de l'environnement, les pratiques de gestion des ressources forestières font aujourd'hui l'objet de débats importants. Ceux-ci posent essentiellement la question des arbitrages à réaliser entre la production efficace de bois et la protection des qualités écologiques et paysagères des forêts. Cet article examine les différents problèmes soulevés par cette alternative. Pour cela on établit une typologie des services environnementaux procurés par les forêts que l'on replace ensuite dans le contexte économique et social de la gestion et des différents usages actuels des ressources forestières françaises. Puis on examine et discute une formalisation micro-économique de la production forestière soumise à des contraintes de protection de l'environnement. Des exemples d'évaluation de divers services environnementaux des forêts et les modes de régulation actuellement utilisés, essentiellement dans le cas de la France, sont enfin présentés.

* INRA ESR Nancy, Unité économie et politique agricole et forestière, 14, rue Girardet, 54042 Nancy cedex.

Les auteurs remercient les deux lecteurs anonymes pour leurs observations qui ont largement amélioré la qualité de ce texte sur le fond et dans la forme.

LA principale question qui se pose aujourd'hui en matière forestière est de déterminer les modes de gestion des ressources qui permettent de fournir durablement l'ensemble des biens et services que la société peut en attendre. C'est notamment le cas dans les pays densément peuplés, à forte consommation de bois et produits dérivés et aux ressources forestières peu étendues d'Europe occidentale. D'un côté, la forêt approvisionne une filière bois engendrant de la valeur ajoutée et procurant des emplois. Les activités de production, d'exploitation et de transformation du bois représentent ainsi un enjeu important d'aménagement de l'espace rural et constituent la principale source de revenu des gestionnaires forestiers, leur permettant de réaliser les investissements nécessaires à l'entretien et au renouvellement des ressources boisées. Ces activités sont cependant soumises à une très vive concurrence internationale. L'approvisionnement compétitif des industries de transformation du bois nécessite donc une intensification et une rationalisation de la production ligneuse. D'un autre côté, on assiste à un fort développement des préoccupations de préservation et d'amélioration de la qualité de l'environnement. Elles se traduisent en matière forestière par le désir d'une gestion des ressources boisées la plus proche possible des processus naturels et s'insèrent dans un contexte international (conférences de Rio, d'Helsinki) où les stratégies commerciales des grands pays producteurs de bois et produits dérivés, confrontés eux-mêmes à des exigences environnementales, ne sont pas absentes. Ce souci conduit souvent à accroître les contraintes de l'approvisionnement en bois des industries et à réduire ainsi les revenus marchands des gestionnaires et la capacité des ressources forestières à satisfaire les besoins en bois de la société.

L'exemple de la forêt française est à cet égard intéressant, compte tenu de son évolution et de son importance économique. La surface forestière française est en effet en augmentation depuis près de 150 ans. En liaison avec la déprise agricole, elle a connu, en particulier dans les années 1950-1970, une forte croissance (80 000 ha/an), qui se poursuit aujourd'hui au rythme d'environ 20 000 ha/an. C'est en outre une forêt cultivée depuis longtemps. L'enjeu principal est donc bien de déterminer les pratiques de gestion des forêts qui correspondent aux diverses attentes de la société et non, comme c'est le cas pour les forêts d'autres régions ou pour d'autres écosystèmes, d'en limiter la réduction ou d'en conserver le caractère naturel. On sait par ailleurs que les activités de production, d'exploitation et de transformation des bois représentent environ 360 000 emplois, l'exploitation de 1 million de m³ de bois brut engendrant ainsi près de 11 000 emplois. Cette estimation permet d'apprécier les conséquences sociales qu'aurait une éventuelle réduction de la récolte résultant d'une protection accrue des services non-marchands. D'autant plus que la France, comme en atteste le déficit structurel de sa balance commerciale en bois et produits dérivés, est confrontée à une

forte concurrence sur le marché mondial de la part de pays aux ressources plus abondantes et aux meilleures conditions d'approvisionnement des industries. Toute contrainte supplémentaire sur la gestion et l'exploitation des ressources aurait donc des conséquences immédiates sur les volumes prélevés.

Il est donc nécessaire que la société effectue des arbitrages entre la production économiquement compétitive d'une matière première indispensable dont la mise en œuvre s'avère souvent moins dégradante pour l'environnement que celle de matériaux (plastiques, métaux ...) ou de sources d'énergie (énergies fossiles) concurrents et une gestion des forêts préservant au mieux leurs caractéristiques naturelles. Pour éclairer les termes de cet arbitrage, on établira d'abord une typologie physique et économique des différents services environnementaux procurés par la forêt. Dans une deuxième section, on présentera et on discutera la formalisation micro-économique du problème de la production forestière sous contraintes environnementales. Enfin, une troisième section examinera quelques éléments d'évaluation et les modes actuels de régulation des services non marchands des forêts. En raison de la très grande variabilité des conditions écologiques ainsi que de celle des systèmes économiques, sociaux et juridiques, la caractérisation du contexte et la présentation des modes de régulation seront faites essentiellement en référence à la situation de la forêt française. Toutefois, quelques éléments de comparaison avec les situations existantes ou les méthodes mises en œuvre dans d'autres pays de la zone tempérée seront envisagés.

LES SERVICES D'ENVIRONNEMENT PROCURÉS PAR LES FORÊTS

La détermination des modes de gestion des ressources forestières permettant de satisfaire au mieux l'ensemble des demandes sociales suppose d'abord que l'on identifie les différents services qu'elles procurent, en particulier les services non marchands. Il s'agit notamment de préciser leurs caractéristiques physiques, leurs conditions de variation selon les modes de gestion forestière et de déterminer l'échelle spatiale des effets afin de repérer les populations concernées.

On distingue habituellement deux catégories principales de services environnementaux procurés par les forêts, selon qu'il s'agit d'effets sur certains éléments de la biosphère, ou d'effets sur le cadre de vie des populations. Les premiers seront qualifiés de « services écologiques », les seconds seront appelés « services socio-culturels ».

Services écologiques des forêts

Bien qu'elle soit, dans nos régions, très largement cultivée, la forêt reste un écosystème complexe dont le fonctionnement est encore imparfaitement connu. En conséquence, cette partie ne prétend pas donner une description précise et quantifiée de l'ensemble de l'écologie forestière, mais elle vise surtout à établir une grille de lecture des principaux types de services afin d'en préciser les caractéristiques économiques. Selon que l'on considère les influences sur le milieu physique ou celles sur le milieu vivant, les services écologiques procurés par les forêts peuvent être répartis en deux grands types : les services physico-chimiques et les services biologiques.

Les services physico-chimiques

Sur le plan physique, les forêts jouent d'abord un rôle important de maintien des sols en fixant ceux-ci grâce au système racinaire des arbres et en atténuant les effets du vent et de l'eau. Constituant des écrans qui réduisent la force du vent en le détournant verticalement, les formations boisées protègent les sols situés à l'opposé des vents dominants (effet brise-vent). L'érosion éolienne est par ailleurs fortement réduite sous le couvert forestier même. Celui-ci protège également les sols de l'action de l'eau en interceptant une partie importante des précipitations et en réduisant le ruissellement superficiel par la capacité de rétention et de redistribution progressive de l'humus et par l'infiltration que permet le système racinaire (Waring, Schlesinger, 1985). Cette action sur l'eau permet aussi de réduire sensiblement les effets de lessivage des sols. Associée aux capacités d'absorption et d'évapotranspiration des peuplements forestiers, elle confère à ceux-ci un rôle notable de régulation du cycle de l'eau et de l'hydrologie locale. Ces effets de stabilisation des sols et de régulation du régime des eaux par les forêts sont utilisés depuis longtemps. C'est le cas des travaux de Restauration des terrains en montagne (RTM) instaurés en France dans les années 1860 et 1880 à la suite de crues torrentielles dévastatrices. Associant travaux de génie civil et reforestation, ils ont permis ainsi le boisement de plusieurs centaines de milliers d'hectares de sols ravinés essentiellement dans les zones montagneuses du Sud (Alpes du Sud, est des Pyrénées...). Les services de protection physique procurés par la forêt sont, en effet, particulièrement importants lorsque les conditions naturelles sont difficiles (sols en pente, sols fragiles et pauvres...). Ces services peuvent en général être assez bien localisés (zones d'érosion, bassins versants par exemple) et leurs principaux bénéficiaires sont identifiables. Ils correspondent à un usage indirect des ressources forestières : les effets induits par la présence de forêts sont immédiatement utilisables par les populations concernées. Ces ser-

vices sont d'autant mieux assurés que la gestion pratiquée assure une plus grande permanence du couvert forestier (coupes d'ampleur limitée).

Sur le plan chimique, les forêts ont un effet important de préservation ou de restauration de la qualité de l'eau et de l'air. L'action sur la **qualité de l'eau** provient d'abord, et peut-être surtout, du fait que les pratiques de gestion forestière sont généralement, même dans les cas de gestion intensive, beaucoup moins polluantes que celles associées à d'autres modes d'usage du sol. Elle s'explique ensuite par l'effet épurateur qu'exercent les forêts par absorption d'éléments minéraux du sol (notamment l'azote). On a ainsi pu estimer qu'une *ripisylve*⁽¹⁾ pouvait réduire très notablement la charge en nitrates dans la nappe superficielle et dans les eaux de ruissellement (Balent, Deconchat, 1994). A une époque où les pollutions diffuses des eaux sont importantes, le rôle de protection de la qualité de l'eau par des formations boisées insérées dans l'espace agricole revêt un intérêt accru. Comme dans le cas précédent, ce service peut être assez bien localisé (bassins d'écoulement et d'alimentation) et correspond à un usage indirect des ressources forestières par les populations concernées.

Les forêts semblent aussi avoir une influence sur les pollutions atmosphériques de nature chimique ou microbienne. Certaines essences produisent ainsi des substances antimicrobiennes contribuant à l'assainissement de l'atmosphère (Michel, 1979). Le plus souvent éloignées des sources d'émissions, les forêts présentent de ce fait une bonne qualité bactériologique. Elles ont également une capacité de rétention des poussières, surtout des grosses particules (supérieure à 5 µm). Enfin, bien que les données soient encore fragiles, on considère que les forêts peuvent absorber, à doses relativement faibles, certains polluants atmosphériques (fluor, plomb, anhydride sulfureux). Ces effets sur la **qualité de l'air** ne semblent guère s'exercer bien au-delà des espaces forestiers eux-mêmes et correspondent donc principalement à un usage direct par les populations qui les fréquentent.

En matière de qualité de l'air, la capacité des forêts à lutter contre l'effet de serre en **absorbant du gaz carbonique** est l'effet le plus important, ou du moins le plus souvent mentionné. Le bilan des échanges gazeux de photosynthèse et de respiration se traduit en effet par une production d'oxygène et une fixation de gaz carbonique. C'est l'écosystème terrestre qui présente de ce point de vue le potentiel le plus important. Annuellement, un hectare de forêt peut ainsi absorber une dizaine de tonnes de CO₂ et produire une dizaine de tonnes d'O₂ (Duvigneaud, 1984). Cet effet, très réel, reste cependant assez modeste par rapport aux émissions de gaz à effet de serre. On estime, par exemple, que le stockage annuel dû à l'accroissement net des peuplements forestiers français

⁽¹⁾ Zone boisée en bordure de rivière.

équivalait à environ 7% des rejets (ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 1994). Par ailleurs, le bilan net des échanges gazeux issus d'un espace forestier résulte d'une absorption de CO₂ et d'une production d'O₂ par la végétation et du processus inverse par la litière (chaîne de décomposition). Il est d'autant plus faible que la décomposition de la matière organique est importante comme c'est le cas dans les forêts non exploitées (particulièrement en zone chaude) en raison de la mortalité naturelle. Contrairement à une idée très répandue, le bilan global entre les puits (réention) et les sources (émission) de carbone vers l'atmosphère y est alors presque nul. C'est au contraire les forêts cultivées, notamment les plus productives, qui présentent les bilans gazeux nets les plus favorables. Toutefois, l'efficacité du stockage ainsi réalisé dépend étroitement de l'usage ultérieur de la matière ligneuse (usage non destructif). L'action des forêts dans la fixation de gaz carbonique atmosphérique est évidemment peu localisable: s'agissant d'un problème planétaire, il concerne l'ensemble de la société; et ses conséquences engagent essentiellement l'état du climat à long terme. Ce service correspond donc pour la société actuelle à un souci de préservation de l'avenir, c'est-à-dire à un usage différé, principalement par les générations futures, ce qui complique son évaluation. L'action des forêts sur l'effet de serre reste en outre très incertaine du point de vue de la nature des enjeux et de leur impact réel sur le réchauffement atmosphérique. Elle présente par ailleurs des difficultés particulières de régulation dans la mesure où la gestion de ces problèmes planétaires suppose une coordination internationale qui peut paraître délicate à réaliser.

Les services biologiques

Les forêts constituent l'un des écosystèmes terrestres les plus variés et les plus riches en espèces animales et végétales, dont beaucoup leur sont spécifiques. Parmi les espèces animales, les mammifères et les oiseaux sont celles qui retiennent le plus souvent l'attention en raison de la médiatisation dont elles font l'objet. Il est vrai que dans les zones fortement peuplées et artificialisées, la forêt reste l'un des derniers espaces naturels servant de refuge à la faune sauvage. C'est surtout au niveau de l'entomofaune et de la pédofaune que l'écosystème forestier présente une très grande richesse (Grison, Geri, 1974). La situation est analogue en ce qui concerne les espèces végétales. Les écosystèmes forestiers abritent en effet, outre les arbres, de très nombreuses espèces arbustives et herbacées ainsi qu'une très importante pédoflore. Par l'exercice de la chasse, certaines des espèces animales entrent dans le cadre de l'économie marchande. De même, certaines espèces végétales donnent lieu à des pratiques de cueillette plus ou moins commerciales. Mais pour l'essentiel les forêts représentent d'abord un important réservoir de biodiversité. Celle-ci dépend des conditions naturelles (notamment climatiques), mais aussi des pratiques de gestion de la forêt. Pour s'en tenir aux espèces li-

gneuses, la forêt tropicale présente, par exemple, une variété beaucoup plus importante que la forêt tempérée qui est elle-même nettement plus diversifiée que la forêt boréale. La diversité biologique est par ailleurs d'autant plus réduite que la gestion pratiquée est productiviste. La sélection des essences les plus intéressantes du point de vue commercial, et de leurs races les plus productives, tend à diminuer la diversité inter et intraspécifique (cas extrême de peuplements monospécifiques clonés). Des pratiques culturales intensives ont également pour effet de réduire la diversité des espèces et des écosystèmes notamment par élimination de la végétation concurrente et par modification des habitats de nombreuses espèces animales et végétales. Le maintien de la plus importante diversité biologique possible répond principalement au souci de conserver un patrimoine dont la dégradation serait irréversible et dont les composantes pourraient s'avérer ultérieurement utiles à l'humanité. Il concerne donc l'ensemble de la société, bien que résultant souvent d'actions localisées du fait de la grande variété des biotopes. Comme pour la fixation de CO₂, le service rendu correspond à un usage différé des ressources forestières: il s'agit pour la société actuelle de préserver les possibilités d'usage des générations futures. Dans le cas de la biodiversité, les bénéfices procurés semblent cependant plus incertains et surtout plus difficilement quantifiables.

Services socio-culturels des forêts

Ils constituent l'autre grand aspect des services environnementaux offerts par les forêts. Face à une demande croissante de nature de la part d'une société urbanisée, les forêts jouent en effet un rôle de plus en plus important dans l'amélioration du cadre de vie des populations pour lesquelles elles représentent l'un des derniers espaces peu artificialisés. Elles interviennent à cet égard, d'une part, comme espaces propices à des activités de détente et de loisir, d'autre part, comme éléments du paysage rural et périurbain. Ce sont alors soit les caractéristiques internes (paysage interne) des peuplements forestiers, soit leur répartition dans le territoire au sein des autres usages du sol (paysage externe = étendue, morcellement, localisation, formes et composition en essences, aspect des lisières ...) qui déterminent le service procuré. Celui-ci est en effet très lié à la perception visuelle des usagers de la forêt même si les motifs de fréquentation, et les valeurs qui y sont attachées, peuvent être très divers. Un sondage réalisé en 1995 auprès d'un échantillon représentatif de la population française de plus de 18 ans permet ainsi de distinguer cinq grands types d'attitudes du public par rapport à la forêt: la forêt romantique (espace du rêve), la forêt du dimanche (espace de promenade), la forêt perdue (espace de nature menacée), la forêt ressource (espace de gestion), la forêt oxygène (espace écologique) (TMO Ouest, 1995). Ces services socio-culturels correspondent à un usage direct des ressources forestières. Leurs bénéficiaires peuvent être assez facilement identifiés et des modes de rémunération envisagés. La

qualité des services récréatifs et paysagers offerts par la forêt dépend évidemment des modes de gestion pratiqués. Devant la diversité des attitudes du public dans ce domaine, il est difficile de définir précisément les caractéristiques souhaitables des peuplements: certains usagers préfèrent en effet une nature peu transformée, d'autres, au contraire, une nature plus aménagée. Dans tous les cas cependant ils paraissent très sensibles aux transformations brutales des paysages (notamment coupes rases de grandes surfaces) ou à la création de formes à l'impact visuel négatif (lisières rectilignes, arbres alignés ...). Pour améliorer l'offre de services socio-culturels, les gestionnaires sont alors conduits à infléchir leurs techniques de production (Breman, 1993).

Comme la plupart des biens d'environnement, les services écologiques et socio-culturels procurés par les forêts sont des externalités et des biens publics. Leur qualité résulte en effet de l'activité de production de certains agents (propriétaires, gestionnaires et exploitants forestiers) et ils bénéficient, sans échange monétaire, à d'autres agents. Ils sont en outre consommables simultanément par de nombreux individus. A cet égard, les divers services environnementaux procurés par la forêt donnent lieu à trois principaux modes d'usage: usage direct, usage indirect et usage différé (tableau 1). Dans les deux premiers cas les bénéficiaires tirent immédiatement avantage du service considéré. Celui-ci peut provenir d'une consommation des ressources forestières sur site (usage direct; cas des activités récréatives et des aménités paysagères). Il peut aussi résulter des effets que les forêts ont sur certains actifs naturels et ainsi sur les conditions de vie des populations situées dans leur zone d'influence (consommation hors site ou usage indirect; cas de la protection des sols et des eaux). Les services environnementaux de cette nature sont, en général, localisés et leurs bénéficiaires sont identifiables et en nombre relativement limité. Le consentement à payer des agents correspond dans ces cas à une valeur d'usage.

De nombreux services écologiques procurés par les forêts ne donnent cependant pas lieu à une utilisation concrète présente. C'est le cas notamment de leur capacité à fixer du dioxyde de carbone et de leur rôle comme réservoir de diversité biologique. Les services de ce type, qui occupent aujourd'hui une place de plus en plus importante dans les débats sur la gestion forestière, s'adressent à une population très large et aux contours mal définis (ensemble de la société). Leurs bénéficiaires n'en tirent pas directement des flux d'utilité et leur demande repose essentiellement sur le désir de préserver des possibilités futures d'usage ou d'améliorer les conditions ultérieures de vie. Le consentement à payer des agents pour bénéficier de tels services correspond alors à des valeurs de non-usage (valeurs d'option ou de quasi-option, valeur de legs, valeur d'existence).

Cette grille de lecture des services environnementaux procurés par les forêts reste évidemment schématique dans la mesure où, en général, un

même espace forestier procure simultanément plusieurs services environnementaux. Ainsi, les services récréatifs et paysagers revêtent une importance particulière dans les zones fortement peuplées, mais, le plus souvent, les forêts concernées remplissent aussi des rôles écologiques. De même, les forêts où le rôle de protection des sols et des eaux est prépondérant présentent fréquemment un intérêt pour la protection de la faune et de la flore. En outre, dans la très grande majorité des cas, une fonction de production de bois est associée à la production de services environnementaux. Il en résulte, au sein d'un même espace forestier, une superposition d'usages et donc de valeurs qui rend délicate l'évaluation globale de cet espace ainsi que les arbitrages entre ces différents usages, d'autant plus que ceux-ci s'avèrent parfois incompatibles (fréquentation de loisir et préservation de la faune et de la flore par exemple).

Tableau 1. Types de services environnementaux procurés par la forêt

Nature des services	Modes de consommation	Etendue des effets	Population concernée	Valeur économique et méthodes d'évaluation
Ecologiques				
a) Physico-chimiques (maintien des sols, régulation cycle de l'eau, qualité de l'eau, fixation de CO ₂)	usage indirect (effets sur d'autres biens d'environnement)	localisés (sols, eaux)	résidents ^(a)	valeur d'usage; méthodes indirectes et directes; coûts d'opportunité.
	usage différé (pour soi ou pour les générations futures)	non localisés (air)	toute la société	valeur d'option, de legs, méthodes directes; coûts d'opportunité.
b) Biologiques (biodiversité: faune, flore)	usage différé (pour soi ou pour les générations futures)	non localisés	toute la société	valeur d'option, de legs, d'existence; méthodes directes; coûts d'opportunité.
Socio-culturels (loisirs, paysage)	usage direct	localisés	résidents ^(a)	valeur d'usage; méthodes indirectes et directes; coûts d'opportunité.

^(a) Par résidents, on entend tous les individus qui, régulièrement (habitants) ou occasionnellement (touristes, passagers), bénéficient des services environnementaux de la forêt.

Selon leur nature, les divers services environnementaux procurés par la forêt autorisent différentes méthodes d'évaluation (Amigues *et al.*, 1995). Lorsqu'un service correspond à une valeur d'usage (cas des services socio-culturels et de protection des sols et des eaux), la plupart des méthodes sont utilisables. On peut notamment appliquer des méthodes indirectes où il s'agit de déduire la valeur accordée par les consommateurs à un service environnemental de l'observation de leur comportement sur des marchés réels. C'est le cas de *la méthode des coûts de déplacement*, l'estimation des frais liés au déplacement et de leur variation

renseigne sur l'intérêt et donc la valeur que les agents accordent au service considéré. Elle est bien adaptée, et a été largement utilisée, pour apprécier la valeur des services récréatifs procurés par les forêts. C'est le cas aussi de la méthode des prix hédonistes qui vise à déduire la valeur d'un service non marchand des variations de prix d'un bien marchand en fonction de la qualité de son environnement. Généralement appliquée au cas des logements, cette méthode paraît utilisable pour estimer la valeur des services de protection des sols ou des eaux ou des services paysagers procurés par les forêts mais semble avoir été peu mise en œuvre. Il est vrai qu'il est souvent délicat d'apprécier l'influence exacte de la présence de forêts en la matière. C'est aussi le cas pour les activités récréatives où les motifs de fréquentation peuvent tenir autant, sinon plus, à des particularités naturelles (eaux, rochers ...) ou artificielles (bâtiments historiques, aménagements spécifiques ...) du site et de son voisinage qu'à la forêt elle-même.

Lorsque les services offerts ne correspondent pas à des valeurs d'usage (cas de la fixation de gaz carbonique et de la préservation de la biodiversité), force est de recourir à des méthodes d'évaluation directe. Le comportement des agents n'étant pas observable, on procède par enquêtes directes afin de déterminer leur consentement à payer pour bénéficier du service environnemental. C'est l'objet de la méthode d'évaluation contingente où l'on propose aux personnes interrogées de se situer dans le cadre d'un marché hypothétique du service environnemental considéré. En matière forestière, elle a été surtout utilisée pour estimer la valeur de préservation d'espèces animales ou végétales ou d'écosystèmes remarquables, mais aussi dans le cas des services récréatifs. Son application nécessite cependant une grande prudence. Au-delà de la question de la détermination d'un échantillon pertinent de personnes à enquêter, les résultats sont en effet très sensibles à la précision de la présentation du bien environnemental et du scénario proposé, à l'information des enquêtés sur le sujet et au mode de paiement envisagé. Ces trois contraintes semblent fortes dans le cas de la forêt en raison :

- du grand nombre et de l'interdépendance des usages et de la diversité des écosystèmes et de leurs composantes qui rendent malaisée l'identification d'un bien précis,
- du déficit d'informations tant en ce qui concerne les données scientifiques sur les mécanismes biologiques en cause (difficulté de préciser toutes les conséquences d'un scénario) que du point de vue de la perception qu'ont beaucoup d'usagers de la situation objective des forêts et de leur gestion. Une enquête récente (TMO-Ouest, 1995) montre, par exemple, que 2/3 des Français pensent que la surface forestière française a diminué depuis 30 ans,
- de la forte appropriation culturelle des espaces forestiers qui induit des comportements stratégiques et probablement un refus d'envisager de nombreux modes de paiement : le bien-fondé d'une contribution pour ce qui est considéré comme un droit peut être contesté. On est en effet en

présence d'un bien pour lequel la définition des droits de propriété est très imparfaite. Cette limite est d'autant plus forte que les exigences de la production forestière sont sans doute souvent mal perçues par une forte proportion de la population (ressource « naturelle » faisant simplement l'objet d'une exploitation et non d'une production).

Dans tous les cas, une estimation de la valeur des services environnementaux peut enfin être réalisée par l'analyse des coûts qu'entraîne leur protection ou leur amélioration. Il peut s'agir des coûts directs liés à certains aménagements spécifiques tels que des équipements récréatifs ou des investissements visant à favoriser certaines espèces animales ou végétales. Mais on est le plus souvent conduit en matière forestière à raisonner en termes de coûts d'opportunité. Il s'agit d'estimer les pertes de recettes nettes que les producteurs forestiers subissent lorsqu'ils sont confrontés à des contraintes de protection de l'environnement. L'évaluation se heurte cependant aux problèmes posés par les caractéristiques de la production ligneuse. Ils tiennent d'une part au manque de références sur les itinéraires techniques. Face à la diversité des conditions naturelles et des structures forestières existantes, il est souvent difficile d'apprécier les conséquences exactes d'une modification de la gestion sur les quantités et les qualités de bois produites et donc sur les revenus des gestionnaires. Ils tiennent d'autre part, et surtout, à l'importance de l'horizon économique qui marque toutes les activités de production forestière. Le très long délai qui sépare les décisions de production des récoltes (en général plus d'une génération) rend délicat l'établissement de bilans coûts-bénéfices. Il entraîne, notamment, une grande incertitude sur les résultats économiques d'une production confrontée à de nombreux risques (souvent peu « probabilisables »). La mesure des effets d'une augmentation des services environnementaux sur la production marchande en est rendue assez imprécise. D'autant plus que, parfois, l'amélioration de la qualité de l'environnement peut entraîner une amélioration des bénéfices marchands. C'est, par exemple, le cas d'une augmentation de la diversité des essences et des structures dont on peut penser, a priori, qu'elle limite les risques biologiques, climatiques et même économiques encourus par la production ligneuse tout en contribuant à améliorer la biodiversité.

ANALYSE MICROÉCONOMIQUE DE LA GESTION FORESTIÈRE EN PRÉSENCE DE SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

L'émergence des préoccupations de protection de l'environnement conduit à préconiser une modification des pratiques de gestion et d'exploitation des ressources forestières. Le problème est généralement posé comme relevant d'un arbitrage entre des systèmes plus ou moins intensifs de production de bois. Il donne actuellement lieu à de nombreux dé-

bats (Dubourdieu, 1990; Guerin, 1995; Carbiener, 1995). Pour éclairer les termes du choix on doit donc se demander dans quelle mesure la production marchande aboutit à des situations sous-optimales sur le plan de la prestation de services environnementaux. Pour cela, on examine le programme des producteurs forestiers, confrontés à la gestion d'une ressource aux caractéristiques particulières et pour qui l'exploitation des bois constitue la principale, sinon la seule, source de rémunération des investissements consentis. On précise ensuite les paramètres de la demande sociale en services non-marchands afin d'étudier les conditions d'obtention d'un éventuel optimum social.

Le programme du producteur forestier

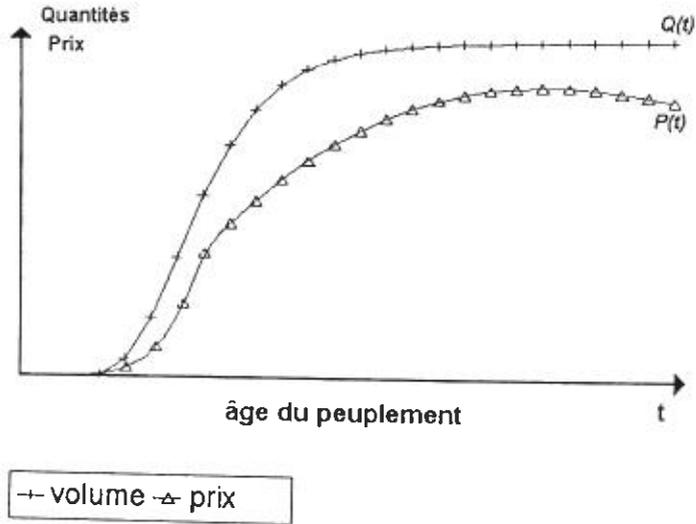
Spécification de la production forestière marchande

L'analyse du programme du producteur suppose d'abord que l'on caractérise les paramètres physiques et économiques de l'évolution des ressources forestières. Il s'agit essentiellement de spécifier les variations des quantités de bois produites et du prix des bois en fonction du temps. On admet le plus souvent que la croissance en volume des ressources forestières est bien représentée par la courbe sigmoïde $Q(t)$ (graphe 1) tendant asymptotiquement vers un maximum jusqu'à l'âge limite de longévité (très lointain pour la plupart des essences forestières). Cette loi caractérise la croissance d'un arbre ou d'un peuplement équienne, c'est-à-dire composé de tiges ayant sensiblement le même âge. Les valeurs qu'elle prend sont évidemment très variables, en particulier selon les conditions naturelles de croissance, les essences concernées et, dans une moindre mesure, les pratiques culturales. Une telle forme fonctionnelle est cependant suffisamment générale pour servir de point de départ à une analyse théorique de la gestion optimale des ressources forestières.

Au cours du cycle de production ainsi défini, l'augmentation des quantités produites s'accompagne d'une variation des caractéristiques technologiques et donc des prix des bois. On a supposé ici que l'évolution des prix, constants pour chaque produit au cours des époques, pouvait être assez bien représentée en fonction de l'âge des arbres par une courbe sigmoïde du même type que celle de la croissance en volume, avec cependant une légère décroissance lorsque les arbres deviennent assez âgés. Cette hypothèse de décroissance du prix unitaire à partir d'un certain âge (que l'on peut empiriquement observer) se justifie à la fois par des raisons sanitaires (les arbres âgés peuvent être soumis à des attaques parasitaires qui en diminuent la qualité technologique) et des raisons commerciales (les acheteurs sont peu intéressés par des arbres de très fort diamètre, notamment dans le cas des résineux). Des deux courbes de quantités et de prix on déduit une fonction de variation de la

valeur du peuplement forestier au cours du temps. Soit $V(t) = Q(t) P(t)$ qui représente le revenu brut que peut obtenir le producteur forestier s'il exploite ses peuplements à l'année t .

Graphe 1.
Schéma d'évolution
du volume sur pied
et du prix unitaire en
fonction de l'âge



Détermination de l'optimum privé de gestion

On admet que l'objectif du producteur forestier est de maximiser son profit. Compte tenu du très long terme de la production forestière, celui-ci est estimé en actualisant l'ensemble des dépenses de production et des recettes brutes intervenant au cours de la période de production. L'année de référence choisie étant le plus souvent l'année initiale de croissance de la forêt, on calcule donc la valeur actuelle nette (VAN) de celle-ci. On suppose par ailleurs que la seule variable de commande du producteur est l'âge des interventions sylvicoles, et notamment l'âge des coupes. L'estimation peut d'abord être conduite sur une seule période de production. On note c l'ensemble des coûts liés à la production et à l'exploitation de la forêt que l'on estime indépendants de t . On considère un itinéraire technique consistant en une seule coupe rase intervenant au bout de T années, date à laquelle se situe également le coût de production-exploitation. On peut certes envisager des modèles plus complexes (et plus conformes aux pratiques sylvicoles) en prenant en compte des coupes intermédiaires (éclaircies). Les quantités prélevées et les valeurs unitaires étant généralement faibles pour ces opérations, la simplification retenue ne modifie pas fondamentalement la logique du raisonnement. Dans le cas simple retenu, le programme du producteur forestier s'écrit :

$$Max_t \left\{ e^{-\delta t} [V(t) - c] \right\}$$

A l'optimum :

$$\frac{\partial V}{\partial t} = 0 \Rightarrow \delta = \frac{V'(T^*)}{V(T^*) - c}$$

L'âge optimal de coupe T^* est atteint lorsque l'accroissement marginal de la valeur marchande du peuplement est équivalent à la rente que procurerait la recette nette de la coupe placée au taux d'actualisation δ , supposé égal au taux d'intérêt du marché.

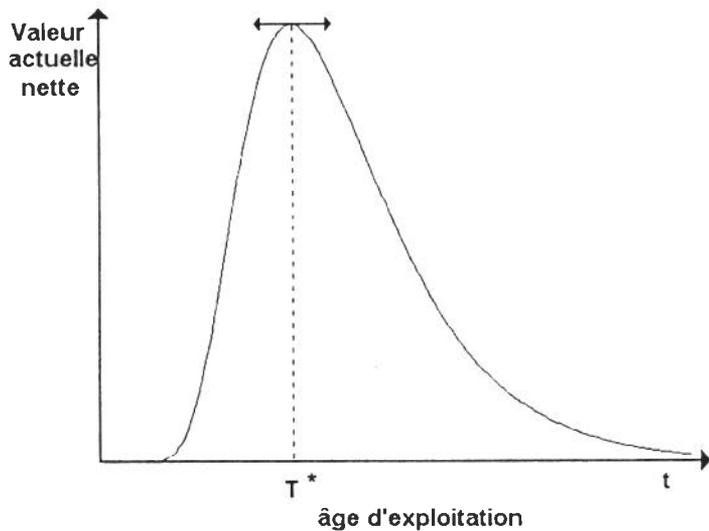
Cependant, le modèle le plus couramment utilisé pour simuler le comportement du producteur forestier consiste à envisager un horizon économique infini. Par rapport au précédent, il permet, d'une part, d'intégrer une optique de renouvellement pérenne des ressources forestières, d'autre part, de comparer des options sylvicoles ayant des termes de production très différents. Dans ce modèle l'objectif du producteur consiste alors à maximiser la valeur actuelle nette d'une succession illimitée de cycles de production forestière. Dans le même cas technique simple que précédemment, cet objectif s'écrit (Clark, 1976):

$$\text{Max}_T \left\{ \sum_{k=1}^{\infty} e^{-\delta k T} [V(T) - c] \right\} = \text{Max}_T \left\{ \frac{V(T) - c}{e^{\delta T} - 1} \right\}$$

où T représente la durée constante des cycles de production et k la succession régulière de ces cycles ($k = 1, 2, \dots$). La maximisation de la VAN est obtenue lorsque:

$$\frac{V'(T^*)}{V(T^*) - c} = \frac{\delta}{1 - e^{-\delta T^*}}$$

Graph 2.
Forme de la variation de la valeur actuelle nette d'une succession infinie de cycles de production selon l'âge d'exploitation



L'âge optimal T^* de la succession infinie de coupes est donc atteint lorsque l'accroissement marginal de la valeur marchande du peuplement est équivalent à la rente que procurerait la recette nette de la coupe placée à un taux supérieur à celui du modèle précédent. Cela conduit à choisir un âge optimal de coupe inférieur à celui obtenu en ne considérant qu'un seul cycle de production. Avec les spécifications des fonctions de quantités et de prix précédemment mentionnées, la variation de la VAN avec l'âge d'exploitation est très généralement de la forme présentée dans le graphe 2. Le montant du bénéfice net actualisé dégagé par le producteur forestier est en outre très dépendant des itinéraires techniques et du taux d'actualisation choisis.

Une telle représentation du comportement des gestionnaires des ressources forestières reste évidemment schématique. D'abord parce que ceux-ci, pour de multiples raisons, peuvent se fixer des objectifs sylvicoles de long terme à partir d'autres critères que celui la maximisation de la VAN. On a ainsi pu envisager des critères d'accumulation (maximisation du produit total physique ou en valeur) ou de productivité (maximisation des flux annuels moyens d'un produit) (Peyron *et al.*, 1994). Ils conduisent en général à choisir des âges d'exploitation nettement plus élevés que ceux découlant de la maximisation de la VAN. Ensuite parce que le modèle utilisé ne traite pas du problème de la répartition des arbres dans l'espace et donc des choix des modes de traitement sylvicoles. Enfin, parce que, supposant un raisonnement de très long terme appliqué à des peuplements homogènes et équilibrés, il ne permet pas de rendre compte des nécessaires adaptations de court ou moyen terme que doivent réaliser les gestionnaires forestiers face à la diversité des situations initiales. Or celles-ci pèsent sans doute d'un poids déterminant dans la prise de décision, notamment en forêt privée. La formalisation présentée constitue néanmoins un support utile pour discuter d'un point de vue théorique des arbitrages entre production marchande et protection de l'environnement en matière forestière.

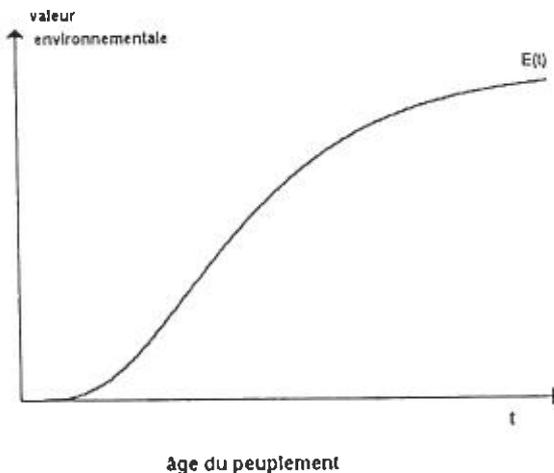
Gestion forestière optimale en présence d'externalités

Spécification de la demande sociale en services environnementaux procurés par la forêt

On a vu que les services non marchands procurés par les forêts sont de natures très diverses (physico-chimique, biologique, socio-culturelle) et que leurs effets s'exercent à des échelles géographiques variées. Les incidences sur leur qualité des pratiques de gestion forestière, qu'il s'agisse d'investissements directs ou de choix de types de traitement sylvicole (mode de régénération, surface des coupes rases, âges d'exploitation, ré-

partition spatiale des tiges ...) sont en outre peu précisément quantifiables. Enfin, ces services correspondent à des usages multiples dont on connaît encore très peu la valeur globale en raison, notamment, des difficultés de caractérisation du bien complexe considéré et du déficit d'information dont il est l'objet. La spécification, même schématique, d'une fonction d'utilité sociale des services environnementaux procurés par la forêt est délicate. Elle est pourtant indispensable si l'on veut analyser plus précisément les modalités des arbitrages de gestion forestière à réaliser entre production marchande et prestations de services hors marché. On considère ici que les préférences de la société pour l'ensemble des services environnementaux de la forêt peuvent s'écrire comme une fonction de l'âge des peuplements forestiers. La plupart des auteurs retiennent une formulation de ce type (voir par exemple Johansson *et al.*, 1989). Elle présente d'abord l'intérêt de pouvoir facilement mettre en relation la demande de services non marchands et la production marchande (essentiellement fonction du temps). En outre, elle reflète sans doute assez bien l'une des principales attitudes de la population vis-à-vis de la qualité environnementale des forêts. Faute, en effet, de pouvoir cerner les multiples dimensions des services en cause, la société est conduite à raisonner sur quelques critères simples. Celui de l'âge des peuplements (ou du diamètre des arbres) semble alors pertinent si l'on admet qu'il synthétise les différents types de services. Il pourrait être complété par quelques autres paramètres assez facilement identifiables tels que, par exemple, la surface unitaire des coupes. La forme fonctionnelle choisie est celle d'une sigmoïde (graphe 3). Il s'agit évidemment d'un exemple purement intuitif qui n'a d'autre objet que d'illustrer le propos. Il indique la valeur que la société accorde à l'existence d'arbres sur pied selon leur âge. Cette valeur est faible mais non nulle lorsque les peuplements sont jeunes (on se place implicitement en situation d'externalités toujours positives). Elle est supposée croître plus rapidement par la suite puis continuer à augmenter mais à un rythme de plus en plus faible pour les âges élevés (hypothèse de saturation des préférences).

Graphe 3.
Hypothèse de
variation de valeur
attribuée par la
société à la forêt
selon son âge

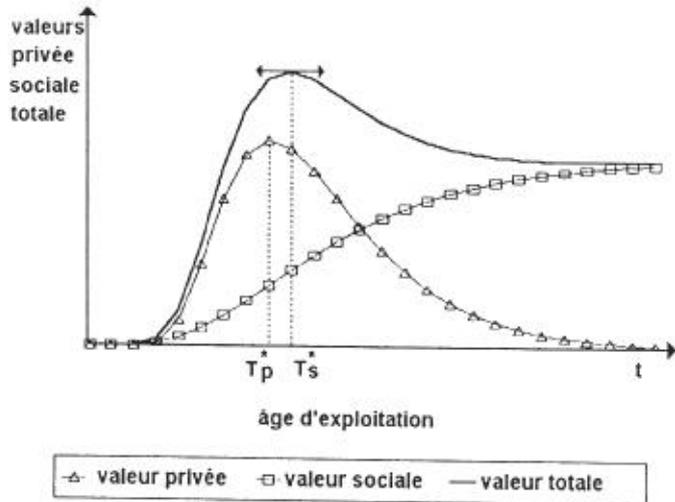


L'optimum social

A chaque âge du peuplement correspond, d'une part, la valeur marchande des arbres qu'en retirerait le producteur en les récoltant, et d'autre part, la valeur que la société confère à l'arbre laissé sur pied. Au niveau global, tenant compte à la fois des récepteurs de l'externalité et du gestionnaire forestier, le plan de gestion optimal consiste à chercher la valeur totale maximale de la forêt. Dans l'exemple choisi, on a supposé que le niveau maximal de $E(t)$ était équivalent au maximum de la VAN, ce qui est évidemment une troisième hypothèse forte sur la spécification de la demande sociale en services environnementaux des forêts. Il s'agit donc de résoudre (graphe 4):

$$\text{Max}_t [VAN(t) - E(t)]$$

Grappe 4.
Evolution de la valeur totale des arbres selon l'âge d'exploitation

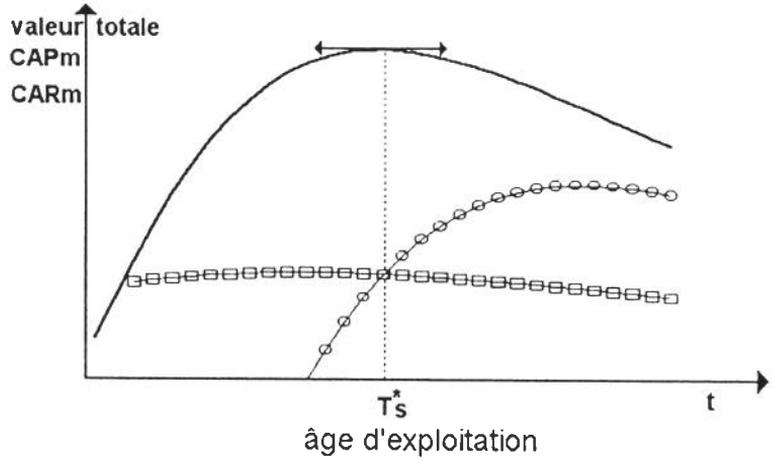


La solution du programme revient à l'égalisation des fonctions dérivées de la valeur actuelle nette obtenue par le producteur forestier et de la valeur environnementale de la forêt. Elle peut s'interpréter comme l'égalisation des consentements marginaux à payer et à recevoir. Le consentement marginal à recevoir (CARm) du producteur est défini comme la différence entre la VAN à chaque âge et la VAN maximale. Le consentement marginal à payer (CAPm) de la société se déduit directement de la fonction $E(t)$ ($CAPm = E'(t)$). Le comportement économiquement rationnel du gestionnaire forestier consiste à accroître l'âge d'exploitation du peuplement d'une année supplémentaire tant que la perte marginale de recette est rétribuée par la somme que la société est prête à verser pour cette augmentation. L'équilibre se situe donc lorsque ces grandeurs sont égalisées (graphe 5).

Avec les hypothèses choisies dans l'exemple, la prise en compte des services non marchands des forêts se traduit par une augmentation de

l'âge d'exploitation des peuplements (T_s^* au lieu de T_p^*). Connaissant la fonction de production forestière, on peut alors apprécier l'incidence d'une amélioration des services environnementaux sur les quantités et les qualités de bois produites et donc sur l'approvisionnement en bois de la société.

Graphe 5.
Valeur totale de la forêt et consentements marginaux à payer et à recevoir



— val. totale □ CAPm ○ CARm

Modèle d'optimisation et internalisation

L'intérêt d'une telle modélisation tient surtout à l'interprétation et à la mise en perspective de ses fondements économiques. Conformément à la théorie du bien-être, l'environnement est envisagé ici à travers les préférences individuelles. En raison de la complexité de l'écosystème forestier, rien n'assure que cela aboutisse à des choix efficaces de gestion des services non-marchands. Par ailleurs, une analyse en terme d'optimisation à plusieurs objectifs ne tient pas compte des mécanismes institutionnels de prise de décision qui revêtent une grande importance en situation d'incertitude, particulièrement forte en forêt. Ce type d'approche risque alors de ne pas fonder de décision, par impraticabilité, voire refus par les acteurs des conclusions des modèles. Elle présente cependant un double intérêt.

D'abord, la formalisation du comportement des producteurs forestiers constitue une première étape de la représentation de leur décision. Dans la réalité, la gestion forestière relève certainement d'une logique plus complexe. Les gestionnaires étant confrontés à un cycle de production extrêmement long, l'incertitude qui pèse sur l'évolution des paramètres, l'acquisition d'informations au cours du processus ou encore leurs

propres attitudes conduisent à des pratiques différentes de ce que peut prévoir la théorie. De nombreuses discussions ont d'ailleurs porté sur les principes économiques de l'optimisation de la gestion forestière (voir, entre autres, Samuelson, 1976). Néanmoins, la comparaison des conclusions du modèle et des réalisations effectives peut permettre une évaluation *ex post* de variables non précisées initialement dans l'utilité du propriétaire et révélées par une enquête directe. Elle constitue ainsi un moyen d'affiner la représentation de son comportement.

Ensuite, les résultats des modèles déterminant un optimum social peuvent aussi fonder une décision *ex ante*, prise par le gestionnaire lui-même ou résultant de procédures d'internalisation. On peut d'abord supposer que l'optimum social est atteint de manière décentralisée. Le producteur est alors effectivement rémunéré par la société pour l'ensemble des services qu'il rend, ce qui le conduit à modifier ses pratiques de gestion. La coordination entre les préférences individuelles des consommateurs et celles du propriétaire est marchande. Il n'y a donc pas d'externalité, ou plus exactement évaluation et internalisation sont simultanément résolues. On serait ici dans un cas conforme à l'esprit de la négociation bilatérale du théorème de Coase. Mais l'absence de coûts de transaction est très rare.

On peut ensuite supposer que les résultats du modèle conduisent à l'élaboration d'une correction pigovienne de l'externalité. Dans ce cas, la question de l'évaluation et celle de l'internalisation sont supposées indépendantes. On considère en outre que les structures sociales agissent conformément aux préférences individuelles en disposant d'une information parfaite sur l'état de ces préférences au regard de l'ensemble des externalités. De telles hypothèses sur la rationalité des agents et l'efficacité des procédures sont particulièrement fortes dans le cas de la forêt. Compte tenu des difficultés d'acquisition d'informations tant économiques qu'écologiques, la définition même des objectifs semble résulter d'abord d'un processus entre acteurs économiques, sociaux et politiques. L'analyse économique doit donc, dans ce cas, surtout considérer comment sont mobilisés les arguments cherchant à redéfinir les modes de gestion des forêts et mettre en évidence les schémas de prise de décision et de rationalité des agents.

ÉLÉMENTS D'ÉVALUATION ET MODES ACTUELS DE RÉGULATION DES SERVICES NON MARCHANDS

L'augmentation de la demande sociale et institutionnelle pour l'amélioration des services environnementaux procurés par la forêt implique de disposer d'indicateurs de la valeur que leur accorde la société afin de guider les arbitrages à réaliser dans la gestion des ressources forestières.

Celle-ci fait d'autre part l'objet, souvent depuis longtemps, de mesures de régulation et d'encadrement qu'il convient d'analyser afin d'apprécier dans quelle mesure le dispositif existant participe à la protection des qualités environnementales des forêts et quels sont les principaux modes d'intervention utilisés.

Exemples d'évaluation de services environnementaux procurés par les forêts

Coûts de protection

L'évaluation des services environnementaux des forêts peut d'abord résulter de la mesure des coûts liés à leur amélioration. Malgré le développement au cours des dernières années de nombreuses études écologiques et l'augmentation de la pression exercée sur les gestionnaires pour qu'ils prennent en compte plus nettement la protection de l'environnement, il n'existe que peu de travaux permettant d'apprécier les coûts induits par ces modifications de gestion. Pour illustrer le propos, deux exemples, pris dans le cadre d'opérations conduites par l'Office national des forêts (ONF), peuvent être cités.

Il s'agit, d'une part, des mesures de protection du grand tétras (coq de bruyère) dans le massif vosgien. Les effectifs de cet oiseau, espèce rare, ont été fortement réduits en quelques années. Cette diminution résulte d'une incompatibilité avec la sylviculture, la présence d'infrastructures routières et touristiques, les perturbations causées par la chasse, mais aussi avec la production d'aménités récréatives et touristiques. Différentes mesures de protection ont donc été prises, qui s'articulent essentiellement autour de deux axes: une modification des pratiques sylvicoles, avec la définition de façons culturales précises (installation de trouées, mélanges d'essences, absence de dégagement chimique, maintien d'arbres sur pied, contraintes de calendrier des travaux et des coupes ...) et une réglementation de la fréquentation touristique et de la chasse (classement en zones de protection de biotope, arrêt des investissements touristiques). Une estimation (Maire, 1990) des coûts directs et indirects (sacrifices d'exploitation) réalisée dans un massif pilote de 830 hectares aboutit à un coût de 264 F/ha/an sur la base d'un plan de gestion de 15 ans.

Le deuxième exemple concerne la réalisation d'un réseau de desserte d'exploitation dans un massif pilote des Pyrénées. Le développement économique que connaît la région justifie la mise en place d'une exploitation rationnelle des peuplements, qui constituent par ailleurs des biotopes propices à l'ours notamment, mais aussi à l'isard ou à une race locale de grand tétras. Il convient dès lors de concilier les objectifs de

protection des biotopes et d'exploitation des peuplements forestiers, essentiellement en arbitrant entre différents systèmes d'exploitation et de réseaux de desserte. Une méthodologie d'aide à la décision reposant sur une cotation, par unités de surface préalablement définies, des différentes contraintes économiques et écologiques a été mise au point (De Meerleer, 1995). Elle revient à affecter, a priori, une valeur économique à la préservation de la faune. Elle aboutit à un arbre de « choix de desserte » pour l'ensemble du massif. La comparaison entre le solde financier résultant de ces choix et celui résultant d'un réseau traditionnel de routes et pistes (solution économiquement « optimale ») montre que le manque à gagner des propriétaires est d'environ 6,2 millions de francs pour une période de 20 ans. Cela représente une perte de revenu net de près de 45 F/ha/an imputable aux difficultés d'exploitation et à la protection des biotopes.

Ces deux exemples confirment que l'estimation des coûts de gestion des services environnementaux des forêts est encore très parcellaire et incomplète. Ils illustrent aussi clairement que les pratiques actuelles de gestion de ces services procèdent beaucoup plus de la mise en application d'un compromis ou d'une norme posée a priori que d'une analyse coûts-avantages.

Bénéfices de protection

Comme pour l'estimation des coûts, les travaux sur l'évaluation des bénéfices de protection des services environnementaux des forêts restent très fragmentaires en France. Aussi, on s'appuiera essentiellement ici sur la littérature internationale. On peut cependant mentionner une enquête réalisée en 1991 à la demande du ministère de l'Agriculture sur la fréquentation des forêts périurbaines (Lafitte, 1993). Cette enquête ne visait pas à fournir une évaluation monétaire de la demande de services récréatifs. Elle avait pour objet de mieux caractériser la population concernée, ses activités, ses motivations. Elle révèle cependant que, parmi les personnes interrogées, la majorité n'est pas disposée à payer pour assurer une meilleure qualité des forêts proches de leur domicile: 53% des personnes interrogées n'acceptent pas une augmentation d'impôt, 68% sont opposées au paiement d'un droit d'entrée, 59% refusent de voir financer les services récréatifs par de la publicité en forêt.

Un recensement et une analyse d'un grand nombre d'études d'évaluation des bénéfices non marchands des forêts conduites essentiellement en Amérique du Nord et en Scandinavie ont été effectués par Wibe (Wibe, 1995). Ce bilan montre que deux méthodes de valorisation de la demande ont été principalement utilisées pour estimer la valeur monétaire attribuée à certains services environnementaux des forêts : la méthode des coûts de déplacement et la méthode d'évaluation contingente.

Les évaluations concernent principalement les loisirs (pique-nique, promenade, camping, observation de la nature), le paysage en vision interne, et la protection d'habitats d'espèces animales (on évalue dans ces cas la valeur attachée à la protection de l'espèce). Ces études portent en majorité sur des valeurs d'usages (services récréatifs ou paysagers). Quelques études néanmoins s'attachent à évaluer la valeur d'existence d'espèces animales.

C'est la valeur d'usage attachée aux loisirs qui a fait l'objet du plus grand nombre d'études. La valeur moyenne obtenue en 1990, à partir de 83 d'entre elles, conduites aux Etats-Unis, en Angleterre et en Scandinavie par la méthode des coûts de déplacement et l'analyse contingente, est d'environ 135 F par journée de fréquentation et par personne ⁽²⁾. Les résultats obtenus sont cependant assez dispersés entre un consentement à payer minimum de 27 F (cas d'une vaste zone naturelle aux Etats-Unis), et un consentement maximum de 280 F (zone particulièrement touristique en Suède).

La gestion du paysage à l'intérieur d'une forêt a aussi fait l'objet d'évaluations. La valeur accordée par le public à des caractéristiques particulières du paysage forestier en Angleterre a été estimée par la méthode d'évaluation contingente où les enquêtés ont eu à se prononcer sur des photographies présentant l'absence ou la présence de certaines caractéristiques dans la forêt (Hanley, Ruffel, 1993). L'étude montre qu'une forêt mixte est préférée à une forêt pure de résineux et que le consentement à payer moyen pour l'obtenir est d'environ 4 F par personne et par visite. Par ailleurs, une diversité des hauteurs des arbres est souhaitée par une majorité, mais les résultats sont plus partagés et le consentement à payer plus faible: environ 3 F par personne et par visite. Les individus semblent donc dans le cas de cette forêt plus sensibles aux choix des essences qu'au traitement sylvicole appliqué.

Les estimations des valeurs accordées à la protection des espèces animales font apparaître une grande hétérogénéité de consentements à payer selon les espèces (Wibe, 1995). Ainsi, la valeur obtenue pour la chouette tachetée est de 216 F de 1990 par an et par ménage, alors qu'elle n'est que de 27 F pour la préservation du coyote. De telles évaluations peuvent inclure simultanément des valeurs de non-usage (biodiversité) et des valeurs d'usage (observation de la nature). Leur interprétation est donc délicate. Il apparaît en outre difficile de totaliser des évaluations ponctuelles par espèce pour obtenir une valeur d'existence de l'ensemble de la faune inféodée à la forêt. Une étude sur les forêts anglaises utilisant l'évaluation contingente estime néanmoins que les aspects relatifs à la vie sauvage représentent environ un tiers de la valeur de récréation (Benson, 1992). La valeur de loisir des forêts publiques en Grande-Bretagne,

⁽²⁾ Toutes les valeurs, exprimées en monnaies étrangères, ont été converties en Francs aux parités moyennes de l'année considérée.

pays au taux de boisement faible, serait alors de 560 millions de francs au prix de 1988 ce qui représente une moyenne de 494 F/ha. Dans ce total, 163 millions de francs seraient imputables à la préservation des espèces sauvages. Le souci de préserver la biodiversité joue un rôle croissant dans les politiques de gestion de l'environnement. L'évolution chronologique des valeurs d'existence qui y sont rattachées est cependant très peu connue. Une analyse des travaux réalisés sur la question semble montrer leur relative stabilité au cours du temps (Stevens, More, Glass, 1994). Elle révèle aussi que beaucoup d'individus valorisent autant le fait de «participer à une bonne cause» que la sauvegarde de la ressource elle-même.

Réglementation, contractualisation: état des lieux en France et éléments de comparaisons internationales

Parmi les instruments traditionnellement utilisés pour réguler la gestion des biens d'environnement, ce sont surtout les instruments réglementaires, moyens de définitions des droits de propriété, qui ont été appliqués dans le cas de la forêt française. Le recours à des instruments économiques reste limité du fait, sans doute en partie, des grandes difficultés d'évaluation monétaire des différents coûts et bénéfices marchands et non marchands.

Réglementation

Depuis longtemps les espaces boisés sont, en France, l'objet d'une protection réglementaire. C'est le cas de la soumission au régime forestier des forêts publiques (forêts de l'Etat, la plupart des forêts des collectivités locales) dont la mise en œuvre est confiée à l'ONF. Ce statut implique notamment que ces forêts fassent l'objet d'un aménagement (document prévisionnel fixant, pour une durée déterminée, les objectifs à poursuivre et les mesures à prendre pour les atteindre) et d'un contrôle des coupes de bois mais aussi de la chasse et des activités de cueillette et d'extraction de produits accessoires. Cette réglementation ne concerne cependant pas explicitement les services non marchands procurés par les espaces boisés, les orientations de gestion restant, dans le cadre des principes de la politique forestière, choisies au cas par cas par les propriétaires et les gestionnaires. Elle permet néanmoins une protection du patrimoine forestier public: la gestion pratiquée y est généralement assez conservatoire, les forêts soumises au régime forestier ne peuvent être que très exceptionnellement défrichées. Sauf loi spéciale, les forêts domaniales sont en outre inaliénables.

Les espaces boisés privés sont également protégés contre le défrichement. Ainsi, pour tout massif boisé isolé d'une surface supérieure à 4 ha

le déboisement est soumis à autorisation administrative. En cas d'acceptation, le demandeur doit payer une taxe de défrichement dont le montant s'élève actuellement à 13 000 F/ha s'il s'agit d'un défrichement à but agricole, et à 40 000 F/ha s'il s'agit d'un défrichement pour d'autres usages (urbanisme notamment). On peut souligner que les motifs de refus du déboisement font de plus en plus largement référence aux services non marchands de la forêt (protection des sols, des eaux, maintien des terres en pente, équilibre biologique, bien-être des populations ...). Par ailleurs, pour certaines forêts privées (surface boisée d'un seul tenant généralement supérieure à 25 ha) l'établissement d'un plan de gestion sylvicole à long terme est obligatoire. Comme dans le cas des forêts soumises cette obligation ne fait pas explicitement référence à la gestion de services environnementaux. Elle permet cependant de promouvoir une gestion durable des massifs concernés et ainsi, de coproduire une certaine quantité de biens d'environnement. Ces plans de gestion doivent d'ailleurs être conformes aux orientations nationales et régionales de gestion forestière qui préconisent, de plus en plus, des méthodes respectueuses de l'environnement.

Au-delà de ces mesures générales, un certain nombre de dispositions réglementaires intéressent explicitement la préservation des services écologiques des forêts. C'est le cas de la législation, ancienne, de la conservation et de la restauration des terrains en montagne (RTM) et de la législation des dunes. Ce dispositif permet la mise en défense et la restauration des terrains en montagne. Les travaux, résultant d'une déclaration d'utilité publique, peuvent être réalisés par la collectivité publique demandant la déclaration, ou par les propriétaires des terrains concernés. Il est possible de passer une convention entre les deux parties ou d'attribuer des subventions aux propriétaires. En pratique, ces dispositions se sont souvent traduites par des acquisitions des terrains par l'Etat (380 000 ha dont 260 000 ha boisés sont ainsi concernés) et la réalisation des travaux par l'Administration. Depuis 1980, la gestion de la RTM est confiée, par convention, à l'ONF. Un dispositif identique s'applique au cas de la protection des dunes littorales.

D'autres mesures législatives, souvent plus récentes, contribuent également à la protection des services environnementaux des forêts. C'est le cas du classement en forêts de protection. A l'initiative des instances administratives régionales ou départementales, et à la suite d'une enquête publique, des surfaces boisées, privées ou publiques, peuvent ainsi être soumises à une gestion forestière spéciale et à une réglementation des usages. Les motifs de classement en forêt de protection tiennent, traditionnellement, aux effets des forêts sur la protection des sols et, plus récemment, à divers autres aspects écologiques ou récréatifs (forêts périurbaines, bien-être des populations, intérêt écologique particulier). Après classement, il est prévu une acquisition par l'Etat des surfaces concernées ou une indemnisation du propriétaire sur la base de la diminution du revenu normal de la forêt. Cette procédure concerne aujourd'hui en France

une surface, limitée, de 80 000 ha. Dans le cadre de l'élaboration des plans d'occupation des sols (POS), il est possible de déterminer des « espaces boisés classés » dans lesquels doit s'appliquer une gestion forestière spéciale. Cette disposition, qui concerne essentiellement des surfaces boisées situées dans des zones de forte concentration humaine, ne prévoit pas de contrepartie pour les propriétaires. Si elles sont classées en « espaces naturels sensibles » afin de faciliter leur ouverture au public, leur propriétaire peut cependant bénéficier d'une indemnité. Enfin, dans le cadre de la législation sur la protection de l'environnement un ensemble de mesures concerne plus ou moins directement les espaces boisés. C'est le cas des forêts situées dans le périmètre d'un parc national pour lesquelles diverses servitudes sur la gestion, donnant lieu à indemnisation, sont possibles. C'est le cas aussi de la création de réserves naturelles (réserves biologiques dans les forêts soumises au régime forestier) ou encore des arrêtés préfectoraux de protection des biotopes. Les milieux boisés compris dans des réserves naturelles représentent en 1993 environ 14 700 ha. Les réserves biologiques domaniales sont au nombre de 122 pour 25 000 ha.

Instruments économiques : aides financières ou fiscales, contrats

Si le dispositif réglementaire concernant la protection des espaces boisés et, de façon moins nette, de leurs rôles écologiques et sociaux paraît assez développé, les instruments économiques de régulation des services environnementaux des forêts le sont beaucoup moins. Certes, la gestion sylvicole est aidée par un ensemble de subventions directes, d'exonérations ou d'exemptions fiscales. C'est le cas, par exemple, des aides du Fonds Forestier National (FFN) destinées aux propriétaires forestiers privés et aux collectivités locales. Elles ont permis, depuis 1947, le boisement ou l'amélioration de plusieurs millions d'hectares. En ce sens, elles ont sans doute largement contribué au maintien et au développement d'un état boisé, et donc aux effets écologiques et sociaux qui lui sont associés. Toutefois, ces mesures ne visent pas expressément la protection de services environnementaux. Au contraire, leur objectif explicite est de favoriser la production de bois. Aussi, se traduisent-elles par des boisements de types souvent assez productivistes qui ne correspondent sans doute pas à une gestion « optimale » de services environnementaux. Des réductions fiscales sont aussi accordées aux propriétaires forestiers privés. Il s'agit, par exemple, de la diminution des droits de mutation (Loi Sérot du 16 avril 1930, amendement Monichon du 23 décembre 1959; articles 703 et 793 du Code général des Impôts). Dans le cas des mutations à titre gratuit, la base d'imposition est ainsi réduite des 3/4. Cette mesure permet d'éviter que le paiement des droits de succession n'entraîne l'exploitation importante des peuplements que pourrait réaliser l'héritier pour s'acquitter de ses obligations. Elle constitue en ce sens une mesure de sauvegarde du patrimoine boisé. Elle ne fait ce-

pendant pas explicitement référence à une gestion préservant particulièrement les services d'environnement.

Quant aux formules contractuelles de gestion de services environnementaux des forêts, elles sont actuellement assez réduites. Il faut cependant souligner l'exception, notable, des conventions entre l'Etat ou les collectivités locales et l'ONF. Cet établissement public à caractère industriel et commercial se voit, en effet, chargé par la loi de missions de service public. Parmi celles-ci figurent la restauration des terrains en montagne, la gestion de la forêt méditerranéenne, la protection des dunes, la protection de la nature (réserves biologiques), les actions d'accueil et d'information du public. A ce titre l'ONF a perçu, en 1992, 721 millions de francs ce qui représente la moitié des recettes issues de la commercialisation des produits du domaine de l'Etat (ventes de bois, location de la chasse) et plus du tiers du chiffre d'affaires de l'établissement. Le volume de ces activités conventionnelles de l'ONF est, en outre, en très forte augmentation (+ 46% entre 1988 et 1992 pour une progression du chiffre d'affaires de 10% seulement). Compte tenu des acteurs en présence il s'agit cependant là d'un « contrat » assez particulier. Dans le cas de la forêt privée, exception faite de quelques tentatives d'ouverture au public qui restent très marginales, il n'existe par contre aucune mesure spécifique envisageant l'établissement de contrats de gestion des services écologiques et sociaux des forêts. A une époque où ces types de contrats se développent fortement dans d'autres secteurs (agriculture notamment) et où les services environnementaux des forêts font l'objet d'une demande croissante, il conviendrait d'en examiner les possibilités de mise en œuvre.

Eléments de comparaisons internationales

Le cas de l'Allemagne est assez exemplaire d'une politique contractuelle de gestion des services environnementaux des forêts plus poussée qu'en France. Il existe dans ce pays, comme en France, un système d'aides aux propriétaires financé en partie au niveau fédéral (60%) et en partie par les Etats. L'objectif poursuivi n'est pas explicitement environnemental mais il contribue au maintien des espaces boisés et ainsi à la pérennité de la ressource. Toutefois, il existe aussi des contrats spécifiques de préservation des services environnementaux des forêts. Ainsi, l'Etat de Bade-Wurtemberg mène une politique d'incitation à une gestion écologique qui s'appuie sur un guide de compensation des coûts liés à des pratiques soucieuses de l'environnement (Mantau, 1995). Ce guide définit les actions (protection d'espèces animales, préservation des paysages, gestion des lisières, conservation des biotopes) qui peuvent faire l'objet d'aide, ainsi que leurs montants. Il garantit, en règle générale, une rétribution à hauteur de 80% des coûts (jusqu'à 20000 F/ha pour la restauration de biotopes rares, par exemple). De plus, des contrats peu-

vent être souscrits au cas par cas pour compenser les coûts induits par des restrictions de production ligneuse visant la protection d'espèces menacées ou au maintien de biotopes rares. Les montants sont calculés sur la base des pertes moyennes annuelles de revenus que subissent les gestionnaires du fait de modifications des itinéraires techniques. Ils peuvent varier entre 175 et 2100 F/ha/an. Appliqué à la gestion des ressources forestières, ce système est assez comparable à celui des mesures agri-environnementales. Ces contrats fournissent un exemple des moyens qui peuvent être mis en place afin d'obtenir une gestion plus intégrée des espaces forestiers, tenant compte de l'amélioration de la prestation de services environnementaux, mais aussi des contraintes de production ou de coût pesant sur les propriétaires.

On remarquera, cependant, que les montants de ces indemnités sont fixés a priori par les guides d'actions et ne sont pas librement négociés sur un marché. Aussi, des réflexions sur les possibilités d'instaurer des marchés de droits négociables de protection des services environnementaux des forêts se développent-elles actuellement, notamment aux États-Unis (Kennedy *et al.*, 1996). Elles se situent dans le cadre de l'application au domaine forestier de l'ESA (*Endangered Species Act*, loi sur la protection des espèces menacées) et visent à mettre en place des systèmes de «certificats transférables d'espèces menacées». Ces droits, semblables à des droits à polluer, déterminent les actions permises ainsi que celles qui sont prohibées dans la conduite des peuplements. Le prix résultant de leur libre-échange est alors censé refléter au mieux les coûts et les bénéfices des actions de préservation de l'environnement. Néanmoins, qu'elles soient théoriques ou déjà effectives, la diversité des procédures institutionnelles de gestion des services non marchands des forêts témoigne de la complexité et des hésitations dans les choix des politiques d'internalisation.

CONCLUSIONS

Bien que majoritairement cultivées, les forêts restent en France l'un des modes d'occupation du sol qui procure le plus de services écologiques et socio-culturels. Elles sont d'ailleurs perçues dans les sociétés industrialisées comme un des derniers espaces naturels. Face à une demande croissante de services environnementaux, les pratiques de gestion des ressources forestières font aujourd'hui l'objet de débats importants qui soulèvent, en particulier, le problème de l'arbitrage entre une production de bois conforme aux besoins de la société et aux exigences de la concurrence internationale et une préservation, voire une amélioration, des qualités environnementales des forêts. Les termes de ce choix sont encore très incertains. Le très long terme des cycles de production et l'insuffisance des données sur les itinéraires techniques face à la grande diversité des situations naturelles rendent délicate l'appréciation de l'in-

fluence de modifications de la gestion sur la production de bois et les revenus des producteurs. L'information sur la mesure physique, et plus encore l'évaluation monétaire, des différents services écologiques et socio-culturels procurés par les forêts et leurs variations avec les modes de gestion sylvicole est incomplète. D'autant plus que certains de ces services peuvent s'avérer antagonistes et que l'on est en présence de biens pour lesquels les droits de propriété sont mal définis. Le bilan que l'on a tenté de faire ici ne constitue, en tout état de cause, qu'une première approche de la question. Des progrès sensibles peuvent certainement être réalisés en ce qui concerne, notamment, la formalisation des relations entre production ligneuse et qualité environnementale des forêts, ainsi que dans la mesure physique et économique de celle-ci. Il est toutefois peu probable que l'on puisse obtenir l'ensemble des éléments nécessaires à la définition d'un éventuel optimum social. A une époque où la pression sur les gestionnaires de forêts se fait de plus en plus forte (cas, par exemple, des discussions à propos de la directive communautaire « habitats » et du réseau « Natura 2000 »), l'analyse des modes de gestion des services environnementaux des forêts semble devoir principalement passer par l'étude des modes d'organisation institutionnelle et des conséquences des compromis en terme de répartition des coûts entre les différents acteurs.

BIBLIOGRAPHIE

- AMIGUES (J.-P.), BONNIEUX (F.), LE GOFFE (Ph.), POINT (P.), 1995 — *Valorisation des usages de l'eau*, Economica-INRA, Poche-Environnement, 112 p.
- BALENT (G.), DECONCHAT (M.), 1994 — Conception de zone de filtration des eaux effluentes de parcelles agricoles: approche bibliographique, in: *Agriculteurs, agriculture et forêt*, Actes du colloque du 12-13 décembre, CEMAGREF éditions, pp. 119-130.
- BENSON (J. F.), 1992 — Public values for environmental features in commercial forests, *Quartely Journal of Forestry*, 86 (1), pp. 9-17.
- BREMAN (P.), 1993 — *Approche paysagère des actions forestières, guide à l'usage des personnels techniques de l'Office National des Forêts*, ONF, CEMAGREF, 75 p.
- BRUN-CHAIZE (M.-C.), 1976 — *Le Paysage Forestier: analyse des préférences du public*, INRA Orléans, Station de recherches sur la forêt et l'environnement, vol. 1, 86 p., vol. 2, 41 p.

- CARBIENER (D.), 1995 — *Les arbres qui cachent la forêt: la gestion forestière à l'épreuve de l'écologie*, EDISUD, 243 p.
- CLARK (C. W.), 1976 — *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*, Wiley & Sons (ed.), 352 p.
- DECOURT (N.), 1974 — Sur quelques rôles des arbres et forêts dans l'environnement urbain, in: *Ecologie forestière - La forêt: son climat, son sol, ses arbres, sa faune*, Paris, Gauthier-Villars, pp. 43-53.
- DE MEERLEER (P.), 1995 — Mobilisation des bois dans un massif de montagne, schéma de desserte intégrée du massif de Melles (Haute-Garonne), *Revue Forestière Française*, n° 5, pp. 531-545.
- DUBOURDIEU (J.), 1990 — Futaie régulière et futaie jardinée, *Revue Forestière Française*, n° 6, pp. 561-575.
- DUBOURDIEU (J.), MORTIER (F.), HERMELINE (M.), 1995 — Biodiversité et gestion des forêts publiques en France: du concept à la pratique, *Revue Forestière Française*, 47 (3), pp. 223-229.
- DUVIGNEAUD (P.), 1984 — *L'écosystème forêt*, ENGREF-Nancy, 160 p.
- FERRY (C.), FROCHOT (B.), 1974 — L'influence du traitement forestier sur les oiseaux, in: *Ecologie forestière - La forêt: son climat, son sol, ses arbres, sa faune*, Paris, Gauthier-Villars, pp. 309-326.
- GUERIN (J.-C.), 1995 — Libre propos sur les conceptions de demain en matière de sylviculture et d'aménagement forestier, *Revue Forestière Française*, 47 (3), pp. 209-220.
- HANLEY (N. D.), RUFFEL (R.), 1993 — The Valuation of Forest Characteristics, in: *Forestry and the Environment: Economic Perspectives*, ed. by ADAMOWICZ (W.L.), WHITE (W.), PHILLIPS (W. E.), pp. 171-197.
- JOHANSSON (P. O.), LOFRGREN (K. G.), MALER (K. G.), 1989 — Multiple use, pareto optimality and timber supply, *Scandinavian Forest Economics*, n° 30, pp. 106-125.
- KENNEDY (E. T.), COSTA (R.), SMATHERS (W. M.), 1996 — New directions for Red-Cockaded Woodpecker habitat conservation: economics incentives, *Journal of Forestry*, vol. 94, n° 4, avril, pp. 22-26.
- LAFITTE (J.-J.), 1993 — Sondage d'opinion sur les forêts périurbaines, *Revue Forestière Française*, n° 4, pp. 483-492.
- MAIRE (M.-H.), 1990 — Mesures de protection prises pour la sauvegarde de Grand Tetras dans le Massif Vosgien: essai de chiffrage des incidences économiques et financières directes et indirectes, mémoire de mastère de l'ENGREF, vol. 1, 81 p., ann.

- MANTAU (U.), 1995 — Forest policy and means to support forest outputs, in: *Forest policy analysis – methodological and empirical aspects*, SOLBERG (B.) and PELLI (P.) (eds), EFI Proceedings, n° 2, pp. 131-145.
- MICHEL (M.-F.), 1979 — Forêts, microbes et pollution: le problème épidémiologique, in: *La Forêt et la Ville*, INRA, Orléans, Station de recherches sur la forêt et l'environnement, chap. 4, pp. 79-100
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE, 1994 — La gestion durable des forêts françaises, Direction de l'espace rural et de la forêt, avril, 76 p.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE, 1995 — Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises, Direction de l'espace rural et de la forêt, avril, 49 p.
- PEYRON (J.-L.), TERREAUX (J.-Ph.), CALVET (Ph.), GUO (B.), LE PINE (F.), 1994 — Les principaux critères de gestion des peuplements forestier: analyse critique et comparative, ENGREF, Nancy, document de travail, 27 p.
- SAMUELSON (P. A.), 1976 — Economics of forestry in an evolving society, *Economic Inquiry*, vol. 14, décembre, pp. 466-492.
- STEVENS (T. H.), MORE (T. A.), GLASS (R. J.), 1994 — Interpretation and temporal stability of CV bids for wildlife existence: A panel study, *Land Economics* 70 (3), pp. 355-363.
- TMO OUEST, 1995 — Les français et la forêt, *La forêt privée*, n° 224, pp. 68-76.
- WARING (R. H.), SCHLESINGER (W. H.), 1985 — *Forest Ecosystems*. Academic Press Inc., London Ltd, 340 p.
- WIBE (S.), 1995 — Non Wood Benefits in Forestry: A Survey of Valuation Studies. UN-ECE/FAO Timber and forest discussion papers, United Nations, 70 p.
- WILLIS (K. G.), BENSON (J. F.), 1989 — Recreational values of forests, *Forestry* 62 (2), pp. 93-110.

Modélisation économique
de la dynamique
des forêts tropicales :
une revue de la littérature

Isabelle CLÉROUX
Jean-Michel SALLES

Isabelle CLÉROUX*, Jean-Michel SALLES**

Economic modelling of tropical forests dynamics: a survey of the literature

Summary – Numerous econometric analysis have tried to precise the dependency of forests dynamics on variables like demography, income, agricultural productivity or tropical timber production and trade. Making these analysis significant, despite the historical and geographic specificity of each situation, can be improved through the choice of the dependant variable (preferably the absolute level of deforestation). It is delicate to compare the weight of an explaining variable in distinct models, but some significant ideas of general validity can nevertheless be drawn from this exercise. (i) Numerous analysis show a strong relation between population and forest area dynamics. It is nevertheless difficult to anticipate the impact of the growth of demographic pressure without referring to the technical and institutional environment. (ii) There is no clear-cut relation between deforestation and the various income indicators, namely the growth of the income per capita has multiple and contradictory effects on the demand for timber and agricultural land. (iii) The increase in agricultural productivity has two opposite effects: on the one side, it diminishes the need of land to reach a given level of production; on the other side, it makes the local agriculture more competitive and may lead to the development of the production in the area. (iv) Tropical timber international trade does not appear as a significant factor of deforestation (6% of the total timber volume). But the opening of new roads for the cutting pave the way for the settlement of landless farmers.

Defining conservation policy imply a better understanding of the behaviours of the main deforestation agents. The farmers behaviours are influenced both by general variables like the level of wages, interest rates, agricultural and timber prices, and others factors more specifically related to the expanding agricultural frontier like the existence of roads or the promotion of anti-erosion techniques. The foresters' strategies appear to be strongly dependant upon the security of the rights they may get on the land, and the existence of rent seeking opportunities.

The analysis of the impact of national and international conservation policies has been noticeably improved by the use of computable general equilibrium models that allow to take more precisely into account the behaviours of the main agents of the process, and to simulate more comprehensively the simultaneous impact of policy tools. The main results of several models are presented. It must be emphasised that their scope is more heuristic than practical.

Key-words:

tropical deforestation, public policies, econometrics, general equilibrium modelling

Modélisation économique de la dynamique des forêts tropicales: une revue de la littérature

Mots-clés:

déforestation tropicale, économétrie, politiques publiques, modèles d'équilibre général calculable

Résumé – La modélisation économique constitue une approche pertinente pour plusieurs dimensions de l'étude des dynamiques anthropiques des forêts tropicales qui renvoient à des phénomènes complexes et mal connus. De nombreuses analyses économétriques ont tenté de préciser la dépendance de ces évolutions vis-à-vis de variables telles que la population, le revenu, la productivité agricole ou le commerce international des bois tropicaux. De multiples difficultés et controverses méthodologiques limitent cependant sensiblement la portée de ces travaux. L'analyse des politiques nationales ou internationales de conservation a sensiblement bénéficié du développement de modèles d'équilibre général calculable qui permettent de mieux prendre en compte les comportements des principaux agents de la déforestation et de simuler de façon plus compréhensive l'impact de mesures simultanées. On doit souligner que leur portée reste plus heuristique que pratique.

* ENSET, Université de Montpellier, Espace Richer, avenue de la Mer, BP 9606, 34054 Montpellier cedex 1.

** CNRS, Université Montpellier 1, Espace Richer, avenue de la Mer, BP 9606, 34054 Montpellier cedex 1.

RÉSERVES majeures de la biodiversité, régulateurs des cycles hydrologiques et des climats locaux, stocks massifs de carbone dont l'émission dans l'atmosphère pourrait accroître l'effet de serre⁽¹⁾, mais aussi milieux de vie de millions de personnes dont de nombreuses communautés indigènes, les forêts tropicales humides constituent certainement le patrimoine naturel dont la conservation est le plus souvent évoquée, du fait des multiples fonctions écologiques et sociales qu'elles remplissent et du rythme accéléré de leur destruction durant les dernières décennies.

Depuis la fin des années 70, les analyses de la déforestation se sont multipliées et atteignent désormais un volume défiant toute prétention d'exhaustivité. Deux questions structurent l'ensemble des recherches en sciences sociales sur les forêts tropicales. Pourquoi et comment ces écosystèmes sont-ils actuellement en recul ? Sur qui agir et comment, pour éviter que les tendances observées n'aboutissent à un niveau excessif de déforestation ? En amont de ces questions, demeurent deux interrogations auxquelles ne semblent pas encore exister de réponses satisfaisantes et dont il a paru prématuré de proposer une synthèse. Quelle est précisément l'ampleur de la déforestation tropicale ? Peut-on définir un niveau optimal de forêt tropicale tenant compte de l'ensemble des usages et fonctions de ces écosystèmes ?

Aussi avons-nous pris le parti de limiter cette revue aux modélisations économiques de ce phénomène ; ce qui ne signifie nullement que l'économie quantitative ait à nos yeux le monopole de l'explication de ces dynamiques complexes*. Les approches quantitatives visent à établir des relations objectivées entre les niveaux de déforestation observés et un ensemble de faits stylisés, rendant ainsi possibles, d'une part, la mesure de corrélations entre des évolutions parfois difficiles à relier intuitivement et, d'autre part, le rapprochement de situations historiquement ou géographiquement éloignées. Elles permettent également de simuler l'impact de la modification de certains paramètres ou variables sur les dynamiques et équilibres observés.

Nous proposerons, dans un premier temps, un bilan des analyses économétriques qui se sont efforcées de corrélérer les niveaux et les rythmes de « déforestation » avec différentes caractéristiques des économies qui les suscitent. On s'intéressera ensuite aux modélisations qui représentent

(1) Pour une synthèse sur ce point, on pourra se référer à la contribution du Working Group I au dernier rapport du Groupe intergouvernemental sur le Changement climatique (IPCC, 1996).

* Les auteurs tiennent à remercier leurs collègues et trois rapporteurs anonymes pour leurs critiques et conseils sur des versions antérieures de ce texte. Leurs travaux sur les changements de l'environnement global bénéficient de l'appui du CNRS (GDR *Oikta*) et du ministère de l'Environnement (DRAEI).

ces dynamiques comme des équilibres résultant des comportements des différentes catégories d'agents, le but étant évidemment de simuler la réaction de ces équilibres aux différentes formes d'incitations et de contraintes que sont susceptibles de mettre en œuvre les politiques publiques aux niveaux national et international.

DESTRUCTION DES FORÊTS TROPICALES : DÉFINITIONS, MESURES, PROBLÈMES

Déforestation tropicale : de quoi est-il question ?

Le terme générique de forêts tropicales couvre un ensemble d'écosystèmes à formations arborées de la zone intertropicale dont les écologues se sont efforcés depuis longtemps de donner des classifications. Ces taxonomies ne sont cependant ni nécessairement la base des statistiques disponibles, ni toujours adaptées à l'objet de l'analyse. Les auteurs et les statistiques existantes ne s'accordent d'ailleurs pas sur les définitions, les mesures et donc sur la nature des problèmes posés.

Les principaux indicateurs de qualité de ces écosystèmes forestiers (notamment leurs biomasses et leur composition spécifique) sont fonction de l'hydrométrie, de l'altitude et... des formes d'usage dont ils sont l'objet. Ce dernier point s'applique à la quasi-totalité des forêts, car il n'existe plus guère de lieu où des écosystèmes climatiques ne sont ou n'ont pas été modifiés par l'homme. Croire en l'existence de larges écosystèmes non perturbés relèverait ainsi d'une conception « populaire » ou « conservationniste ». Comme le remarque T. C. Whitmore (1991) : « *Primeval tropical forest, undisturbed and stable 'since the dawn of time' is a myth* »⁽²⁾. Pour D. Wood (1993), il n'existe d'ailleurs pas de critère adéquat pour reconnaître des forêts n'ayant pas subi l'influence de l'homme et il ne serait pas exagéré de considérer que « *wilderness is an entirely human construct* ».

On doit d'abord noter que de nombreuses formes d'usage n'entraînent pas de dégradation profonde des écosystèmes : les forêts abritant des chasseurs-cueilleurs ou gérées en réserve extractiviste, les agro-forêts exploitées de façon durable, les forêts parcourues par une agriculture itinérante avec une période de régénération suffisante, ou encore les forêts ex-

⁽²⁾ Les premiers résultats du programme européens *Ecofit* sur la dynamique à long terme des écosystèmes forestiers intertropicaux contredisent clairement l'idée d'une stabilité en longue période. Les forêts africaines auraient acquis leur équilibre pré-industriel voici environ trois millénaires et le bassin amazonien aurait atteint seulement quelques siècles avant la colonisation européenne le stade écologique dans lequel il se trouvait alors.

exploitées pour le bois avec longue régénération naturelle sont des écosystèmes « anthropisés » qui ne sont pas nécessairement perçus comme dégradés, dans la mesure où ils permettent une bonne conservation de la biomasse et de la biodiversité.

Certains usages peuvent évidemment devenir beaucoup plus destructeurs, dès lors qu'ils s'opposent au processus de régénération. L'accroissement de la demande de terre agricole peut conduire à raccourcir les périodes de régénération qui, ne laissant plus les formations arborées parvenir à un stade suffisant de maturité, entraînent une dégradation de la qualité de l'écosystème. Le passage à un usage agricole peut être permanent avec la mise en place d'un « front pionnier » sur lequel des « colons » défrichent des terres nouvelles. Le problème devient alors le maintien ou la restauration de la fertilité et la lutte contre les adventices qui prolifèrent tout particulièrement dans ces zones. Ces difficultés pourront, dans de nombreux cas, conduire les agriculteurs défricheurs à céder leurs essarts à des systèmes d'élevage extensif (Cochet, 1993). Mais, comme le notent P. Castella *et al.* (1994), la notion de « front pionnier » renvoie à des réalités extrêmement diverses selon les conditions écologiques et les formes d'organisation sociales (notamment, les modes d'appropriation de la terre).

Il paraît ainsi nécessaire d'adopter une vision dynamique de ces milieux pour mieux comprendre le passage de forêts primaires ou peu perturbées à des forêts secondaires ou dégradées qui, à terme, peuvent redevenir indiscernables (Whitmore, 1975). Malheureusement, les progrès dans le réalisme de la représentation se paient d'une perte de simplicité et la notion générique de « déforestation » tend à se diluer dans la diversité des situations ; ceci, alors même que la gravité du problème est plus particulièrement sensible dans une perspective globale⁽³⁾ qui fait apparaître la destruction des forêts tropicales comme l'un des « changements globaux de l'environnement » (Houghton, 1991 ; Myers, 1989 ; etc.).

Le problème de la destruction des forêts tropicales change en effet de nature selon qu'il est analysé au niveau local ou global. Localement, les motivations des agents, la logique des politiques nationales ou leurs incohérences, les dommages mesurés en pertes de ressource ou perturbation de l'hydrologie, permettent d'aborder le recul des forêts dans une perspective d'évaluation économique, dont la dimension patrimoniale peut sans doute être gérée par la mise en place de droits de propriété ou de règles d'usage mieux définis. Dès lors que l'on se place dans une perspective globale, la déforestation est perçue comme une « catastrophe écolo-

⁽³⁾ Même si notre imaginaire est frappé à chaque vision ou image des espaces calcinés qui résultent de la destruction des écosystèmes forestiers... ceci, quel qu'en soit le devenir ultérieur. Les spécialistes de la gestion de ces écosystèmes se sont d'ailleurs longtemps refusés – avec quelques raisons – à considérer la « disparition » des forêts tropicales comme un problème global, mais plutôt comme une série de problèmes locaux (Huguet, 1982).

gique»⁽⁴⁾ et la gravité du problème croît en fonction des caractères d'irréversibilité et d'incertitude, voire d'ignorance, qui lui sont attribués.

Il semble ainsi que la dramatisation qui entoure les questions de déforestation est principalement alimentée par la dimension quantitative et généralisée du phénomène. Cette perception globale peut sans doute expliquer la persistance du terme « déforestation », alors même que, dans de nombreux cas, l'analyse des situations concrètes ne confirme pas la connotation de tendance lourde à la disparition des écosystèmes forestiers qui lui est attachée.

Les données

La plupart des modèles économiques utilisent les données sur l'évaluation des forêts tropicales publiées par la FAO/UNEP afin d'obtenir un suivi de l'état des forêts (FAO, 1981, 1991, 1993). Si elles ont le mérite d'exister et de présenter une certaine homogénéité, ces données soulèvent plusieurs types de questions, quant à leur fiabilité et à la pertinence des définitions utilisées pour les constituer.

On peut rappeler succinctement ici les principales informations issues des estimations menées par la FAO en 1980 et en 1990 sur l'importance du phénomène à l'échelle planétaire. Les deux études qui couvrent 90 pays ont parfois utilisé des méthodes différentes, ce qui rend la comparaison délicate. Une première étape constitue une synthèse critique des statistiques existantes (notamment par pays) et la seconde est une analyse comparative des photos obtenues par satellites au cours des deux périodes. Les travaux ont été réalisés de façon à identifier aussi finement que possible les processus de déboisement et de dégradation du couvert forestier.

L'ensemble des forêts intertropicales couvraient 1 756 millions d'hectares (Mha) en 1990⁽⁵⁾ pour 1 910 Mha en 1980, soit une perte annuelle moyenne de plus de 15 Mha. Par zone écologique, 4,6 Mha d'hectares perdus étaient constitués de forêt tropicale humide (0,6 % par an), 6,1 Mha de forêt de transition décidue (1,0 %), 2,2 Mha de forêt sèche ou aride (0,9 %) et 2,5 Mha de forêt de montagne (1,1 %). Une information met plus particulièrement en relief le problème de la gestion à long terme des ressources forestières : les plantations ne représentent que 12 % des surfaces déboisées.

⁽⁴⁾ F. Ramade (1986) consacre à la déforestation tropicale et ses conséquences le principal chapitre de son ouvrage.

⁽⁵⁾ Globalement, 76 % de l'aire intertropicale humide est couverte de forêts, contre 30 % pour les zones semi-humides et 19 % pour les zones sèches. Dans l'ensemble, les forêts couvrent ainsi plus de 36 % de la zone intertropicale qui est donc sensiblement plus boisée que la zone tempérée.

Tableau 1.
Principaux résultats
des synthèses
réalisées par la FAO
et l'UNEP

	Surface des forêts en 1990 (en Mha)	Surface déforestée 1981-1990 (Mha)	Recul annuel (en %)
Amérique Latine	918	74	0,8
Afrique	528	41	0,7
Asie-Pacifique	311	39	1,2
Total zone intertropicale	1756	154	0,8

Dans ces estimations, la FAO considère comme forêts toute formation arborée naturelle qui couvre plus de 10 % du sol avec des arbres (ou des bambous) de plus de 10 mètres de haut. La déforestation est définie comme un défrichement complet des formations arborées (denses et ouvertes) et leur remplacement par une autre utilisation des terres (le plus souvent agricole)⁽⁶⁾. Toutes les autres altérations quantitatives ou qualitatives moins radicales de la composante ligneuse, provenant de l'exploitation pour le bois d'œuvre, de l'aménagement intensif et surtout des différentes formes de dégradation par la surexploitation (de bois d'œuvre et surtout de bois de feu et de service dans les formations ouvertes), par les feux ou le surpâturage, ne sont pas comprises sous le terme déforestation.

Ces définitions de la forêt et de la déforestation conduisent à un certain nombre de remarques dont la première est de constater avec F. Durand (1994) que le recensement FAO considère comme forêts des écosystèmes ne correspondant même pas à des savanes arborées dans la classification de Yangambi. L'agriculture itinérante sur brûlis étant assimilée à un changement d'utilisation des sols, les forêts où elle est pratiquée ne sont donc plus comptabilisées, alors que, si le rythme de rotation permet des jachères suffisamment longues, l'écosystème se reconstitue et, après un certain laps de temps, il peut même devenir difficile d'affirmer qu'il y a eu intervention humaine. Selon ce même auteur, le niveau de déforestation en Birmanie (et dans certains autres pays) aurait été calculé sur la simple base du nombre d'agriculteurs pratiquant la culture itinérante, puisqu'ils en sont tenus pour les principaux responsables.

En revanche, l'exploitation forestière n'est jamais considérée par la FAO comme une cause de « déforestation ». Il n'est question à son sujet que de dégradation liée à une détérioration graduelle de la qualité du couvert forestier et de son écosystème, ou de pratiques conduisant à des pertes de biomasse⁽⁷⁾. Les conséquences de certains régimes d'exploitation sont pourtant tout aussi néfastes pour les forêts tropicales que d'autres facteurs. Ainsi, en Indonésie, pour un prélèvement de 8 % des

⁽⁶⁾ Ou, ce qui revient sensiblement au même, à « un changement d'utilisation du sol ou à une baisse de la couverture des houppiers en-dessous de 10 % ».

⁽⁷⁾ A la différence de la FAO, N. Myers (1989) inclut la surexploitation forestière sous le terme de déforestation, malheureusement de façon non transparente pour le lecteur.

arbres (choix d'essence), les dégâts occasionnés atteindraient fréquemment 40, voire 50 % (Durand, 1994).

Si les chiffres publiés par la FAO constituent une référence rémanente et peu contournable, certains experts, comme R. A. Houghton, R. A. Sedjo, et N. Myers⁽⁸⁾, se sont efforcés de produire des informations alternatives. Si ce dernier (Myers, 1991, 1994) a reconnu le retournement de la tendance à l'augmentation du rythme de la déforestation qui s'est opéré à la fin des années 1980, il en a également souligné les limites, en estimant à plus de 13 Mha la surface détruite en 1991.

L'utilisation d'images satellitaires pour l'évaluation des forêts tropicales constitue une voie importante d'amélioration de l'information, mais nécessite un étalonnage et de nombreuses vérifications sur le terrain pour éviter les confusions entre écosystèmes. Ces études sont cependant peu réalisées du fait de leur coût⁽⁹⁾ et des difficultés d'accès aux sites, auxquelles peuvent s'ajouter l'existence de restrictions à la circulation dans certains pays. La qualité de ces images peut en outre être limitée par la densité de la couverture nuageuse. Enfin et de façon générale, l'établissement et la diffusion de ces données restent limités par des considérations liées à la souveraineté des nations concernées; ce qui conduit à la production de chiffres officiels, tendant parfois à être éloignés de la réalité.

LES CAUSES DE LA DESTRUCTION DES FORÊTS TROPICALES: APPROCHES ÉCONOMÉTRIQUES

Depuis la fin des années 70, la persistance des préoccupations relatives à la déforestation tropicale, puis l'affirmation et le début de mise en œuvre d'une volonté d'action ont conduit un nombre croissant d'analystes à essayer d'établir plus précisément les causes de ce phénomène (Lugo *et al.*, 1981). L'approche économétrique, sous les réserves importantes de la qualité des informations et du choix de la démarche d'analyse, constitue une réponse appropriée à ces questions. Les différents auteurs divergent cependant sur le choix de la variable à expliquer et sur les conclusions qui peuvent être tirées du poids des diverses variables explicatives.

⁽⁸⁾ Expert indépendant, lié au WWF, N. Myers avait dénoncé, au début des années 80, l'existence d'une relation de causalité entre l'augmentation de la consommation de viande de bœuf aux États-Unis, liée au développement des services de restauration rapide, et la destruction des forêts d'Amérique Centrale.

⁽⁹⁾ D'après F. Durand (1994), le mode de financement des études de terrain explique en partie les reproches qui leur sont faits. Les fonds apportés par l'ONU ne couvraient plus en 1990 que 40 % des besoins de la FAO (80 % en 1973), qui a dû trouver d'autres ressources. Elle a ainsi été conduite à sous-traiter certaines études financées par des fonds fiduciaires et à effectuer des recherches prises en charge par le pays où elles avaient lieu.

Des études nombreuses et relativement convergentes

De nombreuses études économétriques portent sur les causes de la déforestation. Ces travaux, qui répondent à des préoccupations très diverses et visent donc à tester des hypothèses hétérogènes, se différencient sur de nombreux éléments, tels que les régions et unités géographiques sur lesquelles ils portent, les données et périodes de référence, le choix des variables expliquées ou explicatives, ainsi que leurs spécifications.

On dispose désormais d'un effort de mise en cohérence avec l'ouvrage dirigé par D. W. Pearce et K. Brown (1994) qui a permis de rassembler une douzaine de travaux statistiques et économétriques choisis parmi les auteurs les plus représentatifs. Les résultats présentés ont pu faire l'objet de publications antérieures, sous une forme ou avec une portée parfois différentes. L'intérêt de cet ouvrage réside en particulier dans la mise en évidence de la convergence des résultats obtenus à l'issue d'études sensiblement différentes, notamment quant à leur base informationnelle ; ceci bien que de nombreuses questions méthodologiques demeurent peu consensuelles. On doit noter en particulier que, malgré l'existence de nombreuses monographies et études de terrain soulignant que les écosystèmes forestiers anthropisés peuvent évoluer sans « disparaître » (Castella *et al.*, 1994 ; Smadja, 1995 ; Michon *et al.*, 1995 ; etc.), l'ensemble des études économétriques recensées se réfèrent à la notion de « déforestation ».

Les modèles retenus et présentés dans le tableau 2 ne constituent évidemment qu'une sélection subjective et ne peuvent prétendre à aucune forme d'exhaustivité. Il faut en outre préciser que pour chacune de ces études, on dispose de plusieurs niveaux de régressions qui se différencient par le nombre de variables intégrées, la nature des variables utilisées, les périodes de référence ou la partition des échantillons et traduisent les tentatives des auteurs de parvenir à une plus grande significativité des modèles, ou à une meilleure lisibilité économique. Les régressions retenues sont les résultats considérés comme les plus satisfaisants par leurs auteurs eux-mêmes.

Le choix de la variable dépendante : que s'agit-il d'expliquer ?

Avant même d'entrer dans l'analyse proprement dite, les approches économétriques des « causes » de la déforestation doivent surmonter une première difficulté : de façon explicite ou implicite, les définitions de la forêt et de la déforestation retenues, commandent la portée et le choix de la variable expliquée. Les auteurs des différents modèles relatifs aux causes de la déforestation peuvent faire porter leurs analyses sur plusieurs indicateurs : couverture forestière résiduelle (en unité de surface ou en pourcentage de la forêt initiale ou de l'étendue du pays) ou surface déforestée (pourcentage de perte de couverture ou déforestation absolue). Il peut sembler, de prime abord, que ce choix n'a pas grande importance-

Tableau 2. Principaux résultats de six études économétriques récentes

Auteurs	KUMMER & SHAM (1994)	KUMMER & SHAM (1994)	DEACON (1994)			
Région	Philippines	Philippines	Ensemble des pays ayant une couverture forestière			
Variable dépendante	Montant absolu de couvert forestier (ha)	Déforestation (pertes absolues de couvert forestier 1970-80, en ha)	Taux de réduction des surfaces couvertes par la forêt (FAO)			
Unité géographique	Provinces	Provinces	Pays			
Période	1970 (existe aussi pour 1957 et 1980)	1970 à 1980	1985/80			
Spécification	Log-log	Log-log	Log-log de taux de croissance			
Variables	Estimation des élasticités (valeur de t)					
Données	<i>Cross section</i>	<i>Panel</i>	<i>Cross section</i>			
Méthode	MCO *	MCO *	MCO *	a)	b)	c)
	R ² = 0,58	R ² = 0,50	R ² =	0,08	ns	0,20
Population	Densité de population - 0,54 (- 4,7)		Taux de croissance de la popul. (retardé, 1980/75)	0,24 (2,55)		0,19 (2,21)
Revenu			Taux de croissance du revenu national		-0,09 (non-signif)	
Agriculture		Changement en terres agricoles 0,41 (4,40)				
Productivité						
Logging		Coupe annuelle possible par province 0,41 (4,79)				
Autres variables	Densité de route - 0,28 (- 2,4)		Mesures de désordre et d'instabilité (10 var.)	Guerillas: - 1980/85 - 1975/79 Revolutions: - 1980/85 - 1975/79	0,05 (1,66) -0,02 (-0,63) 0,06 (2,10) -0,06 (-2,38)	
			Indicateurs de gouvernement non représentatif (7 var.)	Pas de démocratie parlementaire 1980/85	0,02 (1,29)	

Les régressions portent sur:

a) déforestation et croissance de la population

b) déforestation et croissance du revenu

c) déforestation, croissance de la population et attributs politiques

Auteurs	PANAYOTOU & SUNGSUMAN (1994)	SOUTHGATE (1994)	CAPISTRANO (1994)						
Région	Thaïlande	Amérique Latine			Monde tropical				
Variable dépendante	Couvert forestier (landsat)	Croissance de la surface utilisée à des fins agricoles et d'élevage			Surface de forêts denses exploitées industriellement (1000 ha) (FAO)				
Unité géographique	Nord-Est de la Thaïlande (16 régions)	Pays			Pays				
Période	1976, 76, 78, 82	1987/82			1967 à 1985				
Spécification	Log-log	Taux de croissance							
Variables	Estimation des élasticités (valeur de t)								
Données	<i>Panel</i>	<i>Cross section</i>		4 sous-périodes	67-71	72-75	76-80	81-85	1967-85
Méthode	MCO * $R^2 = 0,80$; DF = 55	MCO * $R^2 = 0,67$; DF = 18		MCO * $R^2 = **$	0,82	0,64	0,48	0,35	groupé 0,46
Population	Croissance de la population / densité -1,51 (-9,7)	Croissance de la population 0,25 (3,8)		Population (en milliers)	1,88			1,39	
Revenu	Revenu de la province 0,42 (4,0)			PNB/tête (en \$)	0,34	0,40			
Agriculture	Prix des autres récoltes par rapport au prix du riz - 0,32 (-1,7)	Croissance des exportations agricoles 0,03 (2,2)		Indice des prix export. agricoles					
	Infrastructure d'irrigation -0,22 (- 1,02)			Ratio d'autosuffi- sance en céréales	14,61	21,73			
Productivité	Rendements du riz 0,38 (1,9)	Croissance des rendements agricoles - 0,20 (- 6,0)		Ratio terre arable / pop.agri. (ha/tête)				2304,7	
Logging	Prix du bois -0,41 (- 4,1)			Indice de la valeur d'export. du bois	1,42			0,93	
Autres variables	Distance jusqu'à Bangkok 0,7 (4,8)	Variable muette indiquant que la fermeture de la frontière agricole est réalisée ou imminente		Ratio service de la dette	-32,23				
	Routes rurales 0,11 (1,4)	-0,6 (-3,1)		Taux de déva- luation réel	84,12			15,08	6,16

* Moindres carrés ordinaires ; ** On n'a fait apparaître que les valeurs statistiquement significatives

tance, la couverture forestière pouvant être considérée comme une approximation négative de la déforestation et les différents déterminants du couvert forestier comme l'inverse des causes de la déforestation. D. Kummer et C. H. Sham (1994) mettent l'accent sur les enjeux de ce choix et de ses conséquences.

Dans les analyses transversales, le choix de la variable « couverture forestière » (absolue ou relative) pour appréhender les causes de la déforestation actuelle suppose qu'un certain nombre d'hypothèses soient réalisées, car la couverture forestière qui existe dans une zone est fonction de son niveau d'origine et de la part détruite. Les analyses en coupe supposent ainsi implicitement que toutes les unités géographiques incluses ont eu le même couvert forestier initial et que les processus de déforestation ont commencé en même temps. A ce problème classique de l'économétrie s'ajoute le plus souvent l'absence de correspondance entre les périodes de temps recouvertes par la variable dépendante et celles sur lesquelles portent les variables explicatives. Le couvert forestier résultant d'un processus historique, il est délicat de rendre compte de comportements passés par des variables explicatives contemporaines. En utilisant le couvert forestier, on se heurte de plus à deux autres limites :

– les résultats du modèle sont attendus, il existe toujours une relation négative entre la couverture forestière et la population ou les infrastructures routières, mais cela n'explique en rien les causes internes continues de la déforestation ;

– les variables représentant l'exploitation commerciale des forêts ne peuvent être considérées comme des variables indépendantes car elles sont fonction de la taille de la forêt et donc de la variable dépendante. Le choix de la variable dépendante peut donc déterminer les variables explicatives appropriées.

La déforestation absolue est, pour Kummer et Sham, la seule variable pertinente pour analyser le recul actuel des forêts. Ils émettent cependant de grandes réserves quant aux résultats des modèles utilisant cette variable dépendante, les données utilisées étant souvent entachées d'erreurs, comme les modèles de A. Grainger (1986) ou T. K. Rudel (1989), par exemple, qui ont dû s'appuyer sur les données FAO (1981).

Poids et signification économique des variables explicatives

Comme le notent T. Panayotou et S. Sungsuwan (1994), il est essentiel de distinguer clairement les sources et les causes de la déforestation, pour ne pas courir le risque de ne traiter que les symptômes. Les sources de la déforestation renvoient à la conversion en terres agricoles pour des agricultures itinérantes ou permanentes, à l'exploitation forestière, à la

collecte de bois de feu et aux infrastructures publiques. Les causes sont à rechercher dans la pression démographique, la faiblesse du revenu, la précarité des droits fonciers et les structures du commerce international.

R. T. Deacon (1994) souligne la complexité du processus de déforestation qui rend souvent difficile la distinction entre variables exogènes et variables endogènes. Ainsi, les infrastructures routières, découlant des choix publics en matière d'investissement, pourront être considérées comme exogènes ou endogènes, selon l'angle d'approche. Au-delà de la portée et de la pertinence des variables explicatives utilisées, il importe de rappeler que toutes les hypothèses relatives aux causes de la déforestation ne sont pas testables. Ainsi, l'incapacité des systèmes économiques nationaux et internationaux à prendre en compte les différentes fonctions des forêts comme facteurs explicatifs de la déforestation n'est pas une hypothèse directement testable (Pearce et Brown, 1994).

Dans les modèles sélectionnés, il est clair qu'il existe une grande hétérogénéité quant aux modes d'analyse retenus. Les études utilisent en effet des techniques différentes pour tester la significativité des variables explicatives à des niveaux d'analyse distincts. La comparaison des résultats obtenus peut donc sembler non significative, voire dangereuse, car il est toujours délicat de mettre en parallèle les coefficients affectant une même variable dans des modélisations différentes. De l'ensemble des variables explicatives utilisées dans les modèles, le poids accordé aux revenus, à la population, à la productivité agricole et au commerce international des bois tropicaux mérite cependant que l'on précise le contenu des hypothèses sous-jacentes et la signification des résultats obtenus.

a) Le revenu

La plupart des modèles retiennent des indicateurs de revenu parmi les variables explicatives, mais exprimés sous des formes différentes qui conduisent à des interprétations divergentes. La plupart des auteurs s'accordent néanmoins pour reconnaître qu'il n'existe pas de relation simple entre la déforestation et les diverses mesures du revenu.

Des revenus plus élevés créent une demande accrue en produits agricoles et forestiers, ce qui accroît le coût d'opportunité de conserver la forêt inexploitée ; d'où l'existence d'une relation positive entre revenu et déforestation. D'un autre côté, si la qualité des forêts primaires est considérée comme un bien normal, sa demande augmentera avec le revenu, d'où une relation inverse. Ainsi, comme le souligne notamment A. D. Capistrano (1994), l'augmentation du niveau de revenu par habitant a des effets contradictoires sur l'état de la forêt tropicale. Dans le cadre de son analyse, elle considère que les pays étudiés ont un revenu par habitant proche du niveau de subsistance ; les revenus supplémentaires seront

donc principalement utilisés pour satisfaire des besoins qui augmentent la destruction des forêts.

T. Panayotou et S. Sungsuman (1994) utilisent comme variable explicative le «revenu de la province» qui, selon eux, non seulement prend en compte les effets de revenus, mais sert aussi d'estimateur pour la disponibilité d'emplois hors de l'agriculture. Le revenu est donc relié positivement au couvert forestier, puisqu'il tend à réduire la demande de bois de feu (en facilitant l'accès aux substituts) et la demande de terres agricoles (par la diminution de la pauvreté et le développement des opportunités hors du secteur agricole).

Dans son étude sur la Thaïlande, C. Lombardini (1994) qui, contre ses propres attentes, trouve une relation inverse entre opportunités de revenu extra-agricole et couvert forestier, apporte quelques éclaircissements sur ce point. Le revenu par habitant ne constitue pas un indicateur satisfaisant de la pauvreté. Il correspond plutôt à une approximation de la croissance économique qui peut être compatible avec des niveaux de pauvreté constants ou même croissants, s'il n'y a pas de mécanisme de redistribution approprié. En outre, le sens de l'impact de la croissance économique sur la forêt reste délicat à déterminer, les demandes en cultures commerciales et en bois d'œuvre peuvent venir contrebalancer les effets favorables de la croissance économique sur la couverture forestière.

Dans certains autres modèles, le revenu par tête ne présente, du point de vue statistique, aucun pouvoir explicatif de l'évolution des forêts (Shafik, 1994), ce qui contraste avec d'autres indicateurs environnementaux où le revenu par habitant est la variable explicative ayant le poids le plus important pour rendre compte des changements qualitatifs.

b) La population

La plupart des modèles reposent sur l'hypothèse d'une relation positive entre croissance de la population et recul des forêts. Dans les travaux analysés, la pression démographique est appréhendée par la population totale, la densité de population ou son taux de croissance. Pour M. Palo, la densité de population est la variable-clé qui permet d'expliquer le recul du couvert forestier en tant qu'approximation de la demande de produits forestiers et agricoles. Les études réalisées par le *Finnish Forest Research Institute* analysent les déterminants de la déforestation dans une perspective systémique qui met en évidence une majorité de rétroactions positives accélérant le processus (Palo, 1987, 1990 ; Palo *et al.*, 1987). L'impact de la densité de population étant fortement lié aux autres variables du modèle et, en particulier, avec le niveau technologique, M. Palo (1990) retient comme forme fonctionnelle une logistique décroissante entre couvert forestier et densité démographique. Les résultats de régressions multiples,

portant sur 60 pays tropicaux, valident l'hypothèse selon laquelle il existe une relation négative entre ces deux variables.

La question est de savoir si raisonner sur des données à l'échelle nationale est pertinent pour expliquer le processus de déforestation. Dans le cas de l'Indonésie, 60 % de la population se concentre sur moins de 7 % du territoire national, soit une densité locale de population de plus de 800 habitants/km². La déforestation n'est d'ailleurs plus véritablement un problème sur l'île de Java car les 2,6 Mha de forêt résiduels sont désormais assez étroitement protégés. En rapprochant la population totale des 181 Mha du pays, on aboutit à une densité qui a récemment passé les 100 hab/km²; cela ne constitue certainement pas une information susceptible de rendre compte des 47 % de couvert forestier perdu par Kalimantan ou des 28 % par Sumatra durant les années 1980 (FAO, 1991), la densité de ces deux régions s'établissant respectivement à 17 et 78 hab/km². Il paraît plus pertinent de s'intéresser aux programmes étatiques de transmigration (transferts de population d'une île à l'autre), aux migrations spontanées (Charras et Pain, 1994) et à l'organisation des concessions forestières qui, du fait des infrastructures qu'elles impliquent (routes) et de leur mode d'exploitation minier, facilitent l'installation d'agriculteurs à la recherche de terres et donc une forte croissance de la population allochtone (Durand, 1994; Thiele, 1993). Cette situation met particulièrement en évidence la faible pertinence de toute approche qui raisonnerait en termes de « pression démographique critique » et l'importance de replacer toute réflexion sur les relations entre démographie et déforestation dans le contexte où la croissance de la population se « matérialise » (Kummer et Sham, 1994).

Cette position est longuement argumentée par P. M. Fearnside (1993), à partir de situations latino-américaines. Ainsi, dans l'Amazonie brésilienne, la plupart de la déforestation bénéficie à des ranchs d'élevage extensif⁽¹⁰⁾ et entre principalement dans des stratégies de stabilisation des droits fonciers et de spéculation sur la terre (comme le montrait déjà H. Binswanger, 1989). La baisse du rythme de la déforestation entre 1987 et 1991 peut alors être interprétée comme une conséquence de l'évolution de la conjoncture macroéconomique: l'approfondissement de la récession a limité la capacité des ranchs à investir dans la conquête de terres nouvelles. Pour Fearnside, cette situation, ainsi que d'autres en Amérique Centrale, constitue un argument fort contre la théorie selon laquelle les politiques de protection des forêts tropicales sont un obstacle au développement des populations les plus pauvres. Autrement dit, un argument en faveur de politiques de conservation plus ambitieuses.

⁽¹⁰⁾ En 1985, selon l'*Anuario Estatístico do Brasil* 1989 (cité par Fearnside), 62 % des terres déforestées l'ont été au profit de ranchs de plus de 1000 ha.

c) La productivité agricole

Le premier constat est que la prise en compte de cette variable fait l'objet de résultats contradictoires. On peut ainsi citer l'analyse de T. Panayotou et S. Sham (1994) sur le Nord-Est de la Thaïlande qui met en évidence une relation positive – c'est-à-dire que l'amélioration de la productivité a un effet de préservation des forêts – et l'étude de E. Reis et R. Guzman (1994), relative à l'évolution de l'Amazonie brésilienne, qui montre au contraire un impact négatif, d'ailleurs affecté d'un haut niveau de significativité statistique.

Ce contraste, qui ne se limite d'ailleurs pas à ces seuls auteurs (cf. Shafik, 1994; Southgate, 1994), peut assez facilement s'interpréter par l'existence de deux mécanismes aux effets opposés : d'une part, l'accroissement de la productivité, en permettant de satisfaire un objectif de production donné sur une surface moindre, peut conduire à affaiblir le besoin de terres nouvelles (notamment si la pression démographique est maîtrisée), d'autre part, l'amélioration de l'efficacité technique peut au contraire susciter un attrait particulier pour le secteur (en particulier par un accroissement de la profitabilité des cultures de rente) qui va accroître la demande de terres.

Compte tenu du caractère intuitif de son importance et de la simplicité de construire un indicateur agrégé (tel que des ratios production agricole / population active agricole, ou population / surface cultivée), on peut d'ailleurs s'étonner du faible nombre de travaux qui intègrent cette variable. Une explication pourrait résider dans le fait que les politiques de soutien de la productivité agricole ont été l'objet d'un violent débat depuis une dizaine d'années au sein des instances internationales de l'aide au développement. Malgré les déclarations régulières sur la nécessité d'une nouvelle révolution agricole « doublement verte », les critères du FMI et les programmes de la Banque Mondiale ou de la FAO ont souvent conduit à la suppression des subventions aux intrants agricoles. Ceci alors que leur impact sur le terrain demeure très controversé : certains auteurs considérant qu'un accès facilité aux intrants est une condition de l'accroissement, voire du simple maintien, des rendements, notamment pour la lutte contre les adventices dans les zones pionnières (Castella *et al.*, 1994); alors que pour d'autres, les subventions constituent avant tout une distorsion dans le système de prix qui encourage l'extensification de l'agriculture dans les zones forestières (Pearce et Brown, 1994).

d) Production et commerce international des bois tropicaux

Exception faite des grandes zones d'exploitation, la production de bois tropicaux apparaît comme un facteur bien moins significatif que la

conversion en terres agricoles pour expliquer le recul des forêts. Elle jouerait néanmoins un rôle indirect très important en encourageant d'autres utilisations économiques des ressources forestières (Barbier *et al.*, 1993). Ainsi, selon Amelung et Diehl (1992), l'impact direct de l'exploitation forestière expliquerait moins de 10 % de la déforestation en Indonésie et 2 % pour le reste du monde tropical. Elle serait en revanche largement responsable de l'ouverture de sites forestiers jusque-là inexploités, entraînant leur dégradation et leur déboisement.

Quant au rôle attribué au commerce international des bois tropicaux, quelques chiffres permettent d'en cerner la portée : seulement 17 % de la production de bois est utilisée à des fins industrielles (le reste servant à satisfaire la demande de bois de combustion et d'autres utilisations locales) dont 31 % sont exportés. Ainsi, seuls 6 % du volume total des coupes de bois tropicaux s'échangent dans le cadre du commerce international (Bourke, 1992).

Sur l'ensemble des pays tropicaux, l'Asie et l'Océanie contribuent pour 85 % du total des exportations et à 50 % de la production industrielle (Barbier *et al.*, 1993). Ainsi, dans le cas de la Thaïlande, le prix du bois serait le second facteur explicatif après la densité de population. Pour Panayotou et Sungsuman (1994), la hausse du prix du bois doit, avec des droits de propriété sécurisés, inciter les exploitants à accroître les plantations et même à mettre en place des pratiques de conservation de la forêt si une autre augmentation est anticipée (dans le cas contraire, l'effet incitatif n'existerait pas). Dans l'analyse de Capistrano (1994), le prix du bois à l'exportation apparaît comme le seul facteur d'explication significatif durant la période 1967-1971, mais il ne l'est plus pour les périodes suivantes.

Le modèle proposé par E. Barbier *et al.* (1993) valide l'hypothèse selon laquelle la production de bois industriel est reliée positivement à la réduction des forêts tropicales durant la période 1980-1985. Une augmentation de 1 % de la production de bois accroît la déforestation de 0,02 %, soit un impact comparable à celui de la densité de population. Les auteurs limitent d'ailleurs la portée de ce type de modélisations, en soulignant notamment l'impossibilité, faute de données, de distinguer les forêts de production des forêts de conversion, et les difficultés d'isoler les impacts sur la forêt du bois prélevé à des fins exportatrices de l'ensemble de la production.

D'autres variables ont été testées dans divers travaux, mais les résultats sont généralement spécifiques de la situation analysée ou peu significatifs. Mettre en évidence les variables explicatives et le poids de leur responsabilité ne peut cependant suffire à définir les bases de politiques de préservation efficaces. Le véritable niveau de débat est alors d'identifier en quoi chacune de ces variables est susceptible de devenir un moyen d'action et dans quelles conditions. L'économétrie perd ici sa pertinence

au profit d'approches en termes d'équilibres et d'optimisation qui permettent de représenter les comportements.

Malgré les réserves formulées plus haut, les résultats des travaux économétriques sur les causes de la déforestation tendent à montrer que les deux variables qui expliquent le plus significativement le recul des forêts sont la démographie et le revenu. L'aspiration à un revenu plus élevé étant des plus légitimes, un raisonnement simpliste pourrait conduire à rechercher les moyens d'agir sur la population. Il paraît cependant évident que la population suit une évolution assez largement autonome qu'on ne peut guère infléchir ou transformer brutalement⁽¹¹⁾. Une approche plus constructive de cette relation consiste à préciser les conséquences directes de la croissance démographique en termes de demande et d'offre.

L'accroissement de la population entraîne une demande plus importante de produits agricoles qui, en fonction des revenus, seront plus ou moins transformés. La satisfaction d'une partie de cette demande par les importations est conditionnée par la politique des pouvoirs publics en matière d'autosuffisance alimentaire, les structures économiques du pays et sa capacité à drainer des ressources extérieures. Si l'offre nationale de biens alimentaires s'accroît, la demande de terres nouvelles sera alors fonction de l'amélioration de la productivité du secteur agricole. La croissance démographique se traduit également par une augmentation de la demande nationale de bois d'œuvre et de combustibles ligneux. Elle entraîne en outre une accroissement de l'offre de travail. S'il n'existe pas d'opportunité d'emplois extra-agricoles, elle sera le plus souvent absorbée par l'agriculture, d'où une demande de terre accrue, fonction elle aussi de la productivité dans ce secteur.

Les analyses disponibles ne mettent pas en évidence de relation proportionnelle et fixe entre la croissance de la population et la demande de terres nouvelles qui dépend en grande partie de la productivité du secteur agricole pour laquelle existent plusieurs variables d'action. Une première voie d'amélioration de la productivité des terres agricoles est d'intensifier de l'utilisation de facteurs autre que la terre, et notamment celle du travail; cela peut passer par un changement de production en choisissant une culture demandant plus de travail et d'intrants et se traduisant, si possible, par une plus forte valeur ajoutée par hectare. Mais l'intensification peut également correspondre à l'introduction ou à l'augmentation de la quantité d'intrants dans l'itinéraire technique d'une culture donnée. Le changement devient alors principalement une question de progrès technique et de diffusion d'innovations.

⁽¹¹⁾ En outre, même si les analystes considèrent de façon de plus en plus consensuelle que la « transition démographique » concerne désormais l'ensemble des parties du monde, la relation malthusienne entre population et ressources demeure très largement controversée du fait de « Boserup's effects » (Lesthaeghe, 1995).

DÉFINIR DES POLITIQUES ÉCONOMIQUES NATIONALES ET INTERNATIONALES

Pour analyser les travaux qui visent à simuler l'impact de politiques sur les dynamiques forestières, il a paru logique de présenter d'abord les hypothèses faites quant à la rationalité des comportements; puis de montrer comment ils sont intégrés dans des modèles en équilibre général.

APPROCHES EN TERMES D'OPTIMISATION ET D'ÉQUILIBRE GÉNÉRAL

Analyse des comportements et choix d'instruments de politique

Les comportements des agents économiques qui participent à la déforestation sont le plus souvent rationnels, s'expliquant notamment par le fait que la précarité de leur accès à la terre entraîne un raccourcissement de l'horizon temporel de leurs décisions. Le choix des instruments de politique passe donc par une meilleure compréhension des fondements des comportements et de l'impact de toute modification du contexte technique, institutionnel et économique. Nous nous limiterons ici aux travaux relatifs aux agriculteurs et aux exploitants forestiers, les travaux sur les comportements des administrations publiques renvoyant à un ensemble de travaux qui sortent assez largement du domaine de cette revue.

a) Les agriculteurs

Le rôle central joué par le régime foncier sur le comportement des agriculteurs « itinérants » a évidemment été souligné et démontré par de nombreux travaux. Le modèle de D. Southgate (1990) qui analyse le cycle de déforestation et de dégradation des sols à proximité d'une frontière agricole, est sans doute l'un de ceux qui ont conduit aux résultats les plus intéressants. Son hypothèse fondamentale est de considérer que les « colons » sont dans l'obligation de négliger les bénéfices liés aux usages non agricoles des terres forestières et de répondre immédiatement à toute opportunité de capture de rentes agricoles. L'analyse est centrée sur l'allocation intratemporelle du travail d'un colon, entre le contrôle de l'érosion et l'essartage de nouvelles terres, tout en considérant que le coût d'opportunité d'utilisation de sa force de travail à ces fins dépend des revenus retirés des opportunités de travail hors de la frontière agricole. Un colon rationnel augmentera la quantité de travail allouée au contrôle de l'érosion et à la déforestation jusqu'au point d'égalisation du

salaire courant aux rentes agricoles marginales associées au travail d'essartage et au contrôle de l'érosion.

Se focalisant sur l'efficacité de l'effort de déforestation, car il permet l'analyse la plus claire, D. Southgate étudie le comportement des colons en fonction du régime foncier dominant. S'il n'existe pas d'appropriation privée de la terre, l'agriculteur « déforestera » jusqu'à ce que la valeur de la rente agricole s'annule. Comme la non-prise en compte des rentes agricoles entraîne une allocation trop importante du facteur travail à l'essartage, la rareté du travail augmente, décourageant le contrôle de l'érosion. En revanche, si la terre peut être appropriée, l'exploitant devra payer une compensation au propriétaire pour pouvoir « déforester ». Il étendra alors la zone d'essartage jusqu'au point d'égalisation de la rente agricole et de la rente non agricole de la terre. L'internalisation des rentes marginales associées à des terres sous couvert forestier a évidemment pour effet de diminuer la quantité de travail allouée à la déforestation. La diminution de la valeur du travail qui en résulte permet d'augmenter l'effort de conservation des sols.

L'analyse de l'influence de différents indicateurs économiques sur le comportement des exploitants conduit D. Southgate à distinguer deux grands types de variables.

1) Les premières sont celles dont le changement affecte l'ensemble de l'économie, soit les taux d'intérêt, les salaires, les prix des produits agricoles et le prix du bois.

Si les taux d'intérêt diminuent et les prix agricoles augmentent, alors la valeur actuelle des cultures sur les terres essartées et les valeurs actuelles des productions additionnelles associées à un contrôle de l'érosion croissent. En revanche, l'amélioration des opportunités d'emploi en dehors de la frontière agricole fait pression sur la rareté du travail, d'où un déclin de la déforestation et de la protection des sols. Dans le cas d'une modification de l'une de ces trois variables incitatives, le régime foncier affecte le degré, mais non la direction d'ajustement entre les deux allocations possibles du travail.

Dans le cas d'un changement des valeurs du bois, la réponse en termes d'allocation du travail dépend entièrement du régime foncier. Si les rentes non agricoles peuvent être appropriées, l'augmentation de ces rentes due à une hausse des valeurs du bois décourage l'essartage et favorise les pratiques anti-érosives. Dans le cadre du régime foncier de la frontière agricole, les agriculteurs considèrent les valeurs du bois comme un élément venant en réduction des coûts d'essartage, puisque le bois, provenant des terres utilisées à des fins agricoles est vendu. L'augmentation de la valeur du bois accélère la déforestation et décourage la conservation des sols.

2) La seconde catégorie de variables regroupe celles qui affectent spécifiquement la frontière agricole, c'est-à-dire la création d'infrastructures

dans cette zone et l'introduction de nouvelles technologies. Le développement de voies de pénétration rend de nouvelles zones accessibles et favorise une allocation plus importante du travail au nettoyage de la terre : le cycle de déforestation et d'érosion s'accélère. Si les pratiques et les techniques moins érosives qui sont promues sont adoptées par les agriculteurs, l'innovation technologique doit avoir un effet inverse. Southgate souligne cependant les effets pervers possibles de l'amélioration technique des pratiques anti-érosives : une réduction de l'effort nécessaire pour contrôler l'érosion diminue, en effet, la rareté du travail, d'où la possibilité d'augmenter le travail alloué à la déforestation. En outre, avec la diffusion d'informations sur les techniques d'utilisation moins érosives des terres, les terres nouvelles sont ou paraissent plus profitables que les anciennes. Les rentes agricoles marginales associées à la déforestation augmentent, en particulier si les agriculteurs ont accès à des tronçonneuses et si les concessionnaires forestiers décident d'ignorer la colonisation des sites d'exploitation abandonnés. La conséquence est une accélération du cycle de déforestation et d'utilisation intensive de la terre.

Les impacts environnementaux des variables économiques présentées ci-dessus n'étant pas univoques, D. Southgate préconise de s'attaquer aux causes institutionnelles de ce cycle.

On doit évidemment souligner avec R. T. Deacon (1992) que la sécurité des droits de propriété est un facteur essentiel de la productivité agricole. On peut en outre noter, dans le modèle de contrôle optimal de S. K. Ehui et T. W. Hertel (1989), l'hypothèse originale selon laquelle la diminution du stock de forêts aurait un impact négatif sur la productivité agricole ; ce qui les conduit à considérer que l'amélioration de la productivité agricole a pour effet d'abaisser le stock optimal de forêts.

b) Les exploitants forestiers

De nombreux auteurs attribuent la mauvaise gestion d'un point de vue collectif des exploitants forestiers à l'absence de droits d'accès sécurisants à la ressource. Comme les agriculteurs colonisateurs, les exploitants forestiers sont conduits à prendre des décisions de court terme qui vont contre une gestion soutenable des forêts tropicales. La modélisation de leur comportement soulève cependant des difficultés supplémentaires que nous allons mettre en évidence à travers les travaux de Dee (1991a et b), dans la lignée de Nguyen (1979).

Le secteur forestier est supposé maximiser la valeur actualisée des bénéfices nets des terres forestières (*i.e.* le produit de la récolte diminué des coûts d'exploitation), sous contrainte de la technologie d'exploitation et des taux de croissance physique des arbres. Il s'agit donc de trouver la période de rotation optimale. Les services environnementaux fournis par la forêt sont supposés être pris en compte via un régime d'exploitation sélec-

tif: seuls les arbres d'un âge minimum T^* peuvent être récoltés. T^* est une variable politique qui peut être modifiée par l'Etat pour atteindre ses objectifs, tels qu'assurer un certain stock minimum de bois sur pied après chaque coupe. La valeur présente des bénéfices par unité de surface pour le secteur forestier est calculée en utilisant un taux d'actualisation privé qui constitue une autre variable de commande, car il reflète la sécurité des droits de propriété. Appliquer un taux d'actualisation plus bas signifie que les concessionnaires jouissent d'une plus grande sécurité (baux plus longs).

Les résultats de l'optimisation indiquent que les forestiers doivent récolter à un âge T ou, de façon équivalente, choisir la période de rotation $T-T^*$, telle que l'augmentation marginale des revenus nets due à une croissance supplémentaire de la forêt s'égalise au coût d'opportunité de retarder la récolte. Les bénéfices annuels par hectare de terre utilisé (P_{FB}) sont déterminés par une condition d'absence de profit pur. Le gouvernement a la possibilité de prélever une taxe sur les terres forestières qui peut permettre de diminuer le niveau de dégradation des forêts.

$$\text{Soit: } P_F^x \cdot X_F = P_{FB} \cdot (1 + t_{FB}^B) \cdot B_F + P_F^i \cdot I_F$$

où P_F^x représente le prix au producteur dans le secteur forestier,

X_F la production de bois annuelle,

t_{FB}^B la taxe sur les terres forestières,

B_F la quantité de terre utilisée par le secteur forestier,

I_F les besoins annuels en intrants autres que la terre,

P_F^i le prix des intrants autres que la terre.

Ce modèle a été appliqué dans le cadre d'un équilibre général calculable à l'Indonésie (Dee, 1991 ; Thiele, 1994) et au Cameroun (Thiele et Wiebelt, 1993). Il constitue une structure puissante pour appréhender le comportement des exploitants forestiers, mais soulève cependant un certain nombre de questions lorsqu'on le confronte à la réalité qu'il est supposé représenter.

Le taux d'actualisation privé est utilisé comme un indicateur de la sécurité foncière, c'est-à-dire l'assurance pour les exploitants forestiers de pouvoir bénéficier des revenus de la concession sur une longue période. Il existe certainement des moyens plus sophistiqués pour introduire le risque qu'encourent les forestiers face au renouvellement aléatoire de leur droit d'accès à la ressource, mais le problème ne se situe cependant pas nécessairement à ce niveau.

Pour des pays où il existe un système de coupe sélective (hypothèse du modèle de Dee), l'Etat fixe un cycle de rotation minimal qui est supérieur dans la majorité des cas à la durée de jouissance de la concession. Le concessionnaire ayant peu de chances de procéder à une deuxième coupe va donc chercher à en retirer le plus grand profit possible. Si l'on prend le cas de l'Indonésie, la durée des concessions est de 20 ans, le cycle de rotation imposé par l'Etat de 35, mais le cycle complet de régénération pour

une portion de forêt primaire abattue est de plus de 100 ans à Sumatra (Durand, 1994; Repetto et Gillis, 1988)⁽¹²⁾. Une gestion soutenable qui impliquerait une trouée de faible dimension et l'absence de toute intervention humaine pendant un certain nombre d'années (Whitmore, 1975) n'est pas à l'échelle de la vie d'un homme⁽¹³⁾.

Afin de réintroduire une perspective temporelle plus longue, R. Thiele (1993) s'appuie sur des travaux de Grut *et al.* (1991) pour proposer la mise en place d'un système d'enchères à plusieurs périodes pour les concessions. À l'issue de la période de concession qui pourrait ainsi être raccourcie, l'exploitant a la possibilité de renouveler ou de revendre son droit d'accès, sous réserve de satisfaire à une obligation de bonne gestion de la régénération. Cette condition ne paraît pourtant pas nécessaire, car, si l'on suppose que les éventuels acquéreurs ont la possibilité de s'informer de l'état de la zone d'exploitation, le marché devrait être capable d'internaliser ce partage de la rente.

On sait que la rente économique désigne le bénéfice réalisé sur le prix du bois après déduction des coûts d'exploitation, incluant une marge de profit normale pour le concessionnaire. Elle constitue donc une approximation du montant maximum que les exploitants forestiers consentiraient à payer pour accéder à la concession (World Bank, 1990). Le niveau d'appropriation de la rente par l'État est fonction du système de prélèvements. Les études sur la formation de la rente et sa répartition, dans le cas de l'Indonésie, fournissent des évaluations très différentes, même en termes de prélèvements étatiques. Il existe néanmoins une mise en évidence commune, celle d'une appropriation d'une part considérable de par les exploitants forestiers. La Banque Mondiale souligne deux effets de la faiblesse de la capture de cette rente par l'État : le premier est de limiter les revenus de l'État, ce qui entraîne un coût social, puisque ces revenus pourraient servir au développement ; le second est de laisser cette rente à d'autres agents économiques et, donc, de favoriser des stratégies de recherche de rente (*rent seeking*). Il existe de ce fait une pression forte pour exploiter de larges surfaces et obtenir ainsi des profits rapides. Ce système permet de vendre de bons produits ligneux à très bas prix. J. R. Vincent (1990) parvient à des conclusions très similaires dans son étude très complète sur la capture de cette rente pour l'ensemble de la Malaisie.

Un problème crucial pour la modélisation du comportement des exploitants forestiers réside dans les relations privilégiées qu'ils peuvent entretenir avec le pouvoir politique. À la différence des agriculteurs essarteurs qui ont un comportement atomistique, le secteur forestier est

⁽¹²⁾ En outre, l'hypothèse selon laquelle le système de coupe sélective au-dessus d'une certaine taille garantit une meilleure gestion du stock n'est pas toujours techniquement justifiée.

⁽¹³⁾ De plus, le système de charges (ou *royalties*) qui pèsent sur les concessionnaires (r_{FB}^B dans le modèle de Dee) sous-évalue très nettement le bois tropical et renvoie à la notion de rente foncière (Gray et Hadi, 1990; Durand, 1994 pour l'Indonésie; Vincent, 1990 pour la Malaisie; Repetto et Gillis, 1988, pour les deux).

souvent dominé par quelques grands groupes dont l'influence sur l'organisation du secteur en termes de production, de transformation et de distribution n'est pas indépendante de leur relation avec les instances du pouvoir. De plus, si les autorités condamnent les pratiques illicites d'exploitation, celles-ci sont rarement sanctionnées (Durand, 1994).

Certaines mesures pouvant avoir des impacts contradictoires suivant les secteurs en termes d'utilisation de terre sous couvert forestier, il est parfois utile de combiner plusieurs mesures entre elles. Comme, de plus, différents facteurs expliquent le processus de déforestation, il semble logique qu'un seul type de mesure ne pourra le limiter efficacement. Pour étudier leurs effets de façon approfondie et combinée, une approche en équilibre général devient nécessaire.

Les approches en équilibre général calculable

a) Une approche micro-macro pour la simulation de politiques économiques

Pour un problème donné, la modélisation en équilibre général calculable (EGC) consiste à construire la représentation simplifiée d'une économie à partir de trois catégories d'éléments :

- une représentation des comportements des agents supposés optimiser une fonction objectif sous un ensemble de contraintes ;
- une structure de mise en relation des comportements de chaque catégorie d'agents pour l'accès à certains biens ou ressources rares, leur confrontation se faisant à la fois sur les quantités et les prix ;
- un ensemble d'informations sur la situation de l'économie (de type comptabilité nationale) et un ensemble de paramètres sur les comportements (élasticités, propension à épargner, etc.).

Le modèle ainsi obtenu décrit l'économie considérée comme une situation d'équilibre où offres et demandes s'égalisent. Il s'agit là d'une hypothèse forte car, au delà des débats sur le concept sous-jacent d'équilibre, on peut avoir de bonnes raisons de penser que les situations observées sont en partie déterminées par toutes sortes de rigidité dans les comportements qui ne correspondent en rien à un équilibre concurrentiel. Cependant, en représentant les situations observées comme commandées par des variables simples (résumées par des prix ou des quantités si les prix sont considérés comme fixes), les EGC permettent de déplacer les équilibres en jouant sur certains de ces indicateurs qui deviennent ainsi les variables de commande du modèle. L'intérêt des EGC réside ainsi principalement dans leur capacité à simuler l'impact de politiques de façon plus riche, en permettant :

- la représentation des conséquences de mesures sectorielles sur l'ensemble de l'économie, c'est-à-dire à la fois sur les autres catégories

d'agents, les autres secteurs, les capacités d'investissement ou les ressources de l'Etat ;

– la représentation de l'impact de mesures différentes et simultanées, agissant éventuellement sur des catégories distinctes d'agents, ce qui est particulièrement précieux pour simuler des politiques de développement ou de protection du patrimoine naturel où les objectifs sont multiples et requièrent souvent une panoplie de mesures simultanées.

C'est une contrainte générale pour l'élaboration et l'usage de modélisations économiques que la pertinence d'un modèle soit contingente de la qualité des informations qui le nourrissent, et des choix du modélisateur, tant pour la forme du modèle que pour les hypothèses et paramètres qui conditionnent les résultats. Sur ce point, les EGC sont considérés comme particulièrement intéressants pour les économies en développement (Decaluwé et Martens, 1988) pour lesquelles les données sont généralement peu abondantes et moins cohérentes, notamment si l'on utilise des séries temporelles, du fait de l'évolution des systèmes d'informations économiques. La base informationnelle étant une matrice de comptabilité sociale (MCS), la cohérence interne des informations est assurée pour l'ensemble des échanges des agents privés et publics (ce qui ne garantit en rien leur précision ou leur « réalisme »).

Les EGC constituent ainsi un progrès assez sensible par rapport aux outils dont on pouvait disposer jusqu'alors (analyses coûts-avantages en équilibre partiel, méthode des effets à partir des matrices de comptabilité nationale, etc., cf. Dervis, de Melo et Robinson, 1982). Plusieurs limites doivent cependant être soulignées qui contraignent le domaine de pertinence de cette approche.

La principale ambiguïté concerne l'horizon temporel de ces modèles. On trouve généralement dans la littérature l'affirmation selon laquelle leur pertinence est essentiellement le long terme. Ce point de vue est appuyé par le fait que l'hypothèse de réalisation d'un nouvel équilibre suppose que les marchés et, plus globalement toutes les forces qui concourent à l'équilibrage du modèle, doivent avoir eu le temps de jouer pleinement. Cependant, l'ensemble des algorithmes de résolution du modèle travaillent à partir de la MCS de l'année de référence et avec des paramètres et élasticités de comportement généralement estimés à partir du présent. L'impact des politiques est donc calculé pour une économie à structure essentiellement constante, et on peut penser que leur validité concerne surtout un horizon rapproché. Il paraît donc plus réaliste de considérer les EGC comme des cadres d'analyse de statique comparative entre des situations existantes, telles que décrites par les MCS, et des images de ce que seraient les économies considérées, lorsque certaines variables de contrôle changent de valeur. Leur apport garantit les conditions nécessaires de cohérence entre les différents agrégats dans la description des situations finales résultant de la mise en œuvre d'un ensemble de mesures de politique.

Pour analyser des questions d'environnement dans les pays en déve-

loppement, S. Devarajan (1993) considère que ce type de modélisation est plus particulièrement adapté au traitement de deux classes de problèmes : la première est liée aux phénomènes de pollution, la seconde à l'absence de droits de propriété bien définis et concerne la déforestation et l'érosion des sols. Elles impliquent une modélisation explicite des imperfections des marchés et une représentation du patrimoine naturel qui soit appropriée à la fois aux spécificités des économies en développement et au domaine de pertinence des EGC. Une difficulté particulière est ici liée à la prise en compte du secteur informel dont le comportement peut avoir un impact déterminant sur plusieurs caractéristiques de l'économie. Il est bien clair que, dans de nombreuses régions, la destruction des forêts est sensiblement affectée par les comportements d'agents économiques mal cernés par la comptabilité nationale.

b) Les premiers EGC appliqués à la question de la conservation des forêts

Les premiers travaux dans cette voie (Deacon, 1992 ; Persson, 1992 ; Lewis, 1992, etc.) font apparaître des résultats encourageants, le point crucial restant l'obtention d'informations empiriques (élasticités, paramètres) sans lesquelles les EGC sont inopérants. Ces modèles sont centrés sur la relation déforestation / exploitants forestiers et passent sous silence les interrelations entre les deux grands secteurs concurrents dans les usages de la terre, soit le secteur forestier et le secteur agricole. Les mécanismes d'allocation et de réallocation de la terre entre les secteurs concurrents étant sous-jacents à l'analyse du processus de déforestation, ils nécessitent à ce titre une modélisation explicite.

Le modèle proposé par P. Dee (1991), et repris par R. Thiele et M. Wiebelt (1993a et b) et R. Thiele (1994), retient ce type d'approche. Le facteur terre pouvant avoir plusieurs types d'utilisation, deux grandes catégories de terre sont distinguées : les terres à vocation forestière et les terres à vocation agricole. Les hypothèses du modèle sont les suivantes :

1. L'offre totale de terre non forestière est donnée de façon exogène et peut être utilisée dans toutes les activités agricoles ;
2. pour l'offre de terre forestière, on distingue deux cas alternatifs.

L'offre totale est fixée. L'hypothèse est considérée comme réaliste quand l'utilisation de terre dans le secteur forestier est limitée par l'obtention de concessions et que la production agricole sur les terres converties est due principalement à des petits producteurs incapables d'ouvrir seuls de nouvelles zones dans les forêts. A ce stade, deux autres hypothèses sont émises quant à la mobilité de la terre :

– la terre forestière est traitée comme immobile, le gouvernement est donc capable de faire respecter sa planification en matière d'utilisation de la terre ;

– la terre forestière est traitée comme mobile, donc soit le gouvernement ajuste sa planification en fonction de critères économiques, soit les concessionnaires et les agriculteurs ont *de facto* le contrôle des modes d'usage des sols.

L'offre totale est parfaitement élastique. Cette hypothèse est justifiée si le bûcheronnage n'est pas régulé par des concessions ou si d'importantes colonies agricoles sont établies dans la forêt tropicale. L'utilisation de la terre est alors plus déterminée par la demande que par les conditions d'offre.

3. Le modèle proposé doit tenir compte de la mobilité de la terre initialement boisée entre les activités agricoles et forestières. Pour P. Dee, la mobilité est supposée exister via l'achat et la vente de terre ou par la location : dans le premier cas, la terre est réallouée jusqu'à égalisation du prix d'un hectare de terre utilisé dans le secteur forestier et du prix d'un hectare de terre utilisé dans un autre secteur ; dans le second, on considère que les utilisations de la terre s'ajustent jusqu'à égalisation des loyers de la terre après impôts. R. Thiele et M. Wiebelt supposent que la mobilité existe seulement via l'achat et la vente de terre, la surface « afforestée » étant réallouée entre les secteurs jusqu'à égalisation des revenus actualisés après impôts de cette catégorie de terre.

L'objectif des simulations retenues par M. Wiebelt et R. Thiele (1993a, b, 1994) est de saisir l'impact de mesures politiques sur l'utilisation des ressources forestières et sur l'économie dans son ensemble. Ils distinguent ainsi quatre catégories de mesures :

– les mesures de politique forestière dont le but est de corriger les imperfections du marché au niveau national, soit l'amélioration de la sécurité de l'accès au foncier des exploitants forestiers (imparfaitement traduit par une diminution du taux d'actualisation privé du secteur), l'augmentation de l'âge de récolte minimal, la création de parcs nationaux, l'instauration d'une taxe sur les revenus de la terre forestière ;

– les mesures touchant à la suppression des distorsions internes qui peuvent avoir un impact indirect et positif sur les forêts tropicales, soit la suppression des incitations d'industrialisation du bois, des subventions pour les pesticides et les engrais, des droits d'importations ;

– dans le cas de l'Indonésie, les mesures de réduction des programmes de transmigration, afin de diminuer la conversion agricole de terres forestières, soit la réduction des incitations dans les régions d'accueil pour la production agricole en général, pour la production vivrière en particulier ;

– les mesures internationales qui cherchent à internaliser les coûts externes globaux de la déforestation tropicale, par l'interdiction d'importation des produits forestiers ou l'introduction de paiements compensatoires (éventuellement accompagnés de conditionalités...).

Tableau 3. Impact de mesures nationales et internationales sur l'utilisation des ressources forestières et sur l'ensemble de l'économie*

Indicateurs (en %)	PNB réel		Utilisation de terre en agriculture vivrière		Utilisation de terre en agriculture commerciale		Utilisation de terre dans le secteur forestier	
	Indonésie	Cameroun	Indonésie	Cameroun	Indonésie	Cameroun	Indonésie	Cameroun
<i>Mesures</i>								
Réduction du taux d'actualisation privé (a)	-0,4	-0,2	-18,6 (b)	-19,3	-31,1	-18,6	5,1	1,2
Augmentation de l'âge minimal de récolte (a)	-0,4	-0,3	-20,4 (b)	-19,2	-32,0	-18,1	9,0	1,4
Création de parc nationaux	-0,4	-0,3	-23,7 (b)	-18,8	-36,7	-17,8	-4,4	-9,9
Suppression des taxes à l'importation	0,2	1,1	-0,2 (b)	-14,8	5,8	-1,1	-0,4	0,5
Suppression des subventions aux intrants agricoles	0,2	nd	-1,3 (b)	nd	-1,7	nd	0,6	nd
Blocage des importations de prods forestiers	-0,8	-1,4	0,2 (b)	-1,8	7,8	5,8	-18,2	-53,7
Paiements compensatoires avec création de parcs nationaux	0,0 (c)	0,0	-18,8 (b)	-11,5	-34,3	-17,2	-4,2	-10,9

* en pourcentage par rapport à la situation initiale

(a) Dans les deux pays, ces mesures sont calibrées afin d'augmenter le stock de bois sur pied d'un montant donné (500 millions de m³ en Indonésie et 5 millions au Cameroun).

(b) Dans le cas de l'Indonésie, les chiffres choisis ne concernent que la production de riz.

(c) Les paiements compensatoires sont des transferts internationaux utilisés pour l'investissement et calibrés de façon à maintenir le niveau du PIB (d'autres simulations ont été réalisées avec utilisation pour la consommation).

Le tableau 3 résume les principaux résultats des simulations pour quelques indicateurs économiques et pour certains instruments, en Indonésie et au Cameroun (les causes de la déforestation n'étant pas identiques, certaines mesures ne peuvent être appliquées qu'à l'un des deux pays). Le capital étant supposé fixe, le travail et la terre mobiles entre les secteurs, les auteurs précisent que les solutions générées par le modèle doivent être interprétées comme des résultats de court ou de moyen terme. Précisons que, pour l'ensemble des mesures, les impacts sont estimés pour un plus grand nombre d'indicateurs et que d'autres mesures ont également été testées.

Les travaux présentés ci-dessus appellent quelques remarques ponctuelles sur des résultats dont le caractère contre-intuitif peut avoir une réelle portée heuristique ou simplement résulter d'un effet de construction du modèle.

L'amélioration de la sécurité foncière des forestiers (baisse du taux d'actualisation privé du secteur) provoque un allongement des périodes de rotation (meilleure valorisation présente de bénéfices plus lointains) et entraîne une réallocation des terres en faveur des forestiers au détriment de l'agriculture. De ce fait, la valeur ajoutée annuelle de l'ensemble des secteurs, qui ne tient pas compte de l'accroissement de la valeur du bois sur pied, diminue et l'accroissement de la surface forestée se fait ainsi au détriment du PNB.

Dans un modèle d'équilibre général de marché, la suppression des subventions aux intrants agricoles est perçue comme l'abolition d'une distorsion ; ce qui entraîne une réallocation des ressources vers des secteurs plus « efficaces »⁽¹⁴⁾. L'augmentation du PNB en est une conséquence « automatique » qui pourrait peut-être disparaître si l'on utilisait une description plus fine des comportements des agents du secteur agricole, notamment en distinguant plusieurs catégories d'agriculteurs et d'agricultures.

De même, la diminution de l'utilisation de terre dans le secteur forestier, consécutive à un blocage des importations de produits forestiers, est une conséquence mécanique de la baisse de la valorisation du bois qui en résulte. On retrouve l'effet très négatif, sur la couverture forestière et sur le PNB, prévu de façon plus intuitive par certains analystes.

Au-delà des critiques émises sur la modélisation du secteur forestier, les critères retenus pour appréhender la mobilité de la terre s'avèrent peu réalistes. On a pu voir, en particulier grâce au modèle de D. Southgate, que l'absence de droits de propriété clairement définis (situation clas-

⁽¹⁴⁾ Les effets contradictoires de l'amélioration de la productivité agricole se retrouvent évidemment dans le cadre d'un équilibre général. Pour Thiele et Wiebelt (1994), les subventions aux intrants nuisent à la forêt, car, accroissant la productivité agricole elles entraînent, au niveau national, une attraction vers ce secteur qui devient, de ce fait, demandeur de terres supplémentaires.

sique des pays en développement, cf. Devarajan, 1993) expliquait le cycle de déforestation-érosion des sols le long des frontières agricoles. L'achat et la vente de terre ou la location supposent, au contraire, l'existence de tels droits et, même dans ce cas, le marché de la terre fonctionne rarement en concurrence pure et parfaite⁽¹⁵⁾. En outre, la gestion des forêts tropicales étant centralisée, l'État peut utiliser cette catégorie de terres au gré de ses objectifs de développement.

c) Pour aller plus loin... malgré les limites de l'approche

Il paraît possible de prolonger ces travaux en introduisant une explicitation plus précise des caractéristiques des secteurs agricoles et forestiers et de leurs interrelations. Une représentation plus fine des effets d'une politique d'appui à la productivité agricole sur les dynamiques de déforestations pourrait sans doute être obtenue en distinguant différentes formes d'agriculture tropicale, telles que : cultures de rente, cultures vivrières permanentes, agriculture itinérante et un traitement plus explicite de la sylviculture. D'un autre côté, la valorisation des usages de la forêt pourrait être significativement améliorée en prenant en compte les formes d'usages de la forêt autres que la production de bois.

Les forêts tropicales sont la source de multiples formes d'usages : directs (agroforesterie, chasse et cueillette, habitat, exploitation « durable », écotourisme), indirects (régulation des cycles hydrologiques et des climats locaux, protection des sols), potentiels (maintien de la biodiversité) (Pearce, 1991). Au-delà même des nombreuses difficultés théoriques et empiriques de mesure de ces valeurs, il serait particulièrement délicat de prétendre les intégrer directement dans un modèle micro-macro. Il pourrait cependant être intéressant de prendre forfaitairement en compte certaines valeurs d'usage direct et même indirect, ainsi que de mettre en relation les valeurs de legs ou d'existence avec le montant des paiements compensatoires internationaux (Cf. Barbier et Rauscher, 1994). On peut aussi retenir la proposition de H. J. Ruitenbeck (1992) d'utiliser comme indicateur de valeur des aires forestières un « prix d'offre » de forêts tropicales humides estimé à partir des coûts des projets de conservation existants.

Il paraît en revanche difficile de dépasser les limites que l'on ren-

⁽¹⁴⁾ Sur ce point, A. de Janvry et E. Sadoulet (1995) suggèrent un traitement spécifique en termes de modèles multi-marchés qui paraissent plus à même de traiter la concurrence entre les usages. Les effets contradictoires de l'amélioration de la productivité agricole se retrouvent évidemment dans le cadre d'un équilibre général. Pour Thiele et Wiebelt (1994), les subventions aux intrants nuisent à la forêt, car, accroissant la productivité agricole, elles entraînent, au niveau national, une attraction vers ce secteur qui devient, de ce fait, demandeur de terres supplémentaires.

contre avec les EGC – pour les forêts tropicales comme pour d'autres questions – relatives au traitement du temps et des « coûts de transaction », correspondant à la prise en compte de coûts liés à l'organisation des agents et à la collecte d'information, notamment les dépenses liées à la mise en place et à la gestion des systèmes d'incitation. Ainsi, analysant des simulations visant à évaluer les potentiels de réduction des consommations d'énergie par des incitations appropriées, pour limiter les émissions de CO₂, R. U. Ayres (1994) met en évidence le caractère irréaliste de l'hypothèse selon laquelle la situation de référence serait effectivement un équilibre piloté par les prix. Il émet, de ce fait, les plus extrêmes réserves quant à la possibilité de mobiliser effectivement ces potentiels par une simple manipulation des prix, et en vient ainsi à condamner l'usage des EGC pour l'évaluation quantitative des politiques. Ce que l'on peut sans doute traduire par l'idée que la portée des EGC est plus heuristique que pratique, mais également que cette approche ne peut se substituer aux modèles macroéconométriques standards comme outils de simulation des trajectoires.

Il semble cependant possible de prendre en compte certains changements liés au développement des économies en simulant, à l'extérieur du modèle, l'évolution de variables structurantes, telles que la population, la croissance du PIB ou du revenu et les tendances du changement technique, et en les réintroduisant dans la matrice qui sert de base à la simulation. Il devient ainsi plus plausible de considérer les résultats comme de long terme et l'absence de coûts de transaction est moins irréaliste : en longue période et pour tenir compte de l'évolution structurelle de l'économie, de nombreux changements sont de toute façon nécessaires – notamment pour le renouvellement des équipements et des infrastructures – et il n'y a pas de raison de considérer les coûts d'adaptation aux mesures de politique de conservation des forêts comme devant entraîner des coûts de transactions plus particulièrement élevés.

CONCLUSION

Il ressort de la majorité des études quantitatives sur la déforestation que le manque de fiabilité des données actuellement disponibles, voire leur inexistence, en limite considérablement la portée. La qualité de l'information devrait cependant progresser dans les prochaines années avec la mise à disposition par des organisations internationales⁽¹⁵⁾ de données mieux étalonnées et plus homogènes. Ceci devrait conduire à l'obtention

⁽¹⁵⁾ On pense en particulier à la mise en place, dans le cadre de programmes internationaux de recherche sur les changements globaux de l'environnement (IGBP) et leur dimension sociale (HDP), d'une organisation explicite de réseaux de production et d'échange d'informations et de données (HDP/DIS).

de résultats économétriques plus précis et permettre le développement de travaux visant une meilleure intégration des données géographiques fines. Toutefois, l'information restera sans doute limitée par les enjeux stratégiques et de souveraineté qui sous-tendent le débat sur la déforestation tropicale.

Les modèles de simulation bénéficieront eux aussi de l'amélioration de la qualité des données, mais ils constituent un domaine de recherche dont les progrès restent très ouverts et sont moins contingents des données empiriques. De nombreuses améliorations peuvent être attendues d'une meilleure prise en compte des imperfections de marchés, de meilleures techniques d'intégration de la temporalité, d'un traitement plus explicite du secteur informel et des interrelations entre les dynamiques agricoles et forestières (notamment pour l'allocation de la terre).

La portée des travaux de modélisation reste cependant sous la dépendance des « représentations du monde » et des « dires d'experts » qui les sous-tendent, même s'ils cherchent parfois à s'en affranchir. Les perspectives de la modélisation restent de plus conditionnées par la pertinence des réponses qui seront apportées dans le débat aux deux questions : « quelle est la nature des problèmes posés par la destruction des écosystèmes forestiers tropicaux ? » et « quels sont les objectifs d'une stratégie globale en matière de forêts tropicales ? ». Une meilleure compréhension des mécanismes et des causes de leur destruction et, par suite, des moyens les plus efficaces pour en changer les conséquences restent sans véritable objet si l'on ne sait pas répondre à ces interrogations.

BIBLIOGRAPHIE

- AMELUNG (T.) et DIEHL (M.), 1992 — *Deforestation of tropical rain forests : economic causes and impact on development*, Kiel Studies n° 241, Tübingen, J.C.B. Mohr.
- AYRES (R. U.), 1994 — On economic disequilibrium and free lunch, *Environmental and Resource Economics* 4 (5), pp. 435-454.
- BARBIER (E. B.), BURGESS (J. C.), BISHOP (J.), AYLWARD (B.) et BANN (C.), 1993 — *The Economic Linkage between the International Trade in Tropical Timber and the Sustainable Management of Tropical Forests*, International Tropical Timber Organization, Final report.
- BARBIER (E. B.), BOCKSTAEL (N.), BURGESS (J.) et STRAND (J.), 1994 — The timber trade and tropical deforestation in Indonesia, in: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 242-269.

- BARBIER (E. B.), BURGESS (J. C.), BISHOP (J.) et AYLWARD (B.), 1994 — Deforestation: the role of the international trade in tropical timber, *in*: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 271-297.
- BARBIER (E. B.) et RAUSCHER (M.), 1994 — Trade, tropical deforestation and policy interventions, *Environmental and Resource Economics*, 4 (1), pp. 75-90.
- BHAT (M. G.) et HUFFAKER (R. G.), 1991 — Private property rights and forest preservation in Karnataka Western Ghats, India, *American Journal of Agricultural Economics*, 73 (2), pp. 375-387.
- BINSWANGER (H.), 1989 — Brazilian policies that encourage deforestation in the Amazon, World Bank Environment Department Paper n° 16, Washington, DC.
- BOURKE (I. J.), 1992 — *Restrictions on Trade in Tropical Timber*, Rwanda, African Forestry and Wildlife Commissions.
- BOUSSARD (J.-M.), 1987 — Le progrès technique et l'équilibre agriculture-industrie dans les modèles calculables d'équilibre général, *Economie et Société*, n° 7, pp. 7-36.
- BROWDER (J. O.), 1989 — Development alternatives for tropical rain forests, *in*: LEONARD (H.J.), ed., *Environment and the poor : development strategies for a common agenda*, Transaction Books, pp. 111-133.
- BROWN (K.) et PEARCE (D.), eds 1994 — *The Causes of Tropical Deforestation*, CSERGE, UCL Press, 328 p.
- CAPISTRANO (A. D.), 1994 — Tropical forests depletion and the changing macroeconomy, 1967-85, *in*: BROWN (K.) et PEARCE (D.), eds., pp. 68-85.
- CASTELLA (P.), GRIFFON (M.), MATÉO (S.) et PIKETTY (M.-G.), 1994 — Politiques de coopération, politiques agricoles et effet de serre : quelle politique et quelle coopération pour limiter les effets externes des fronts pionniers agricoles ?, CIRAD-URPA, travaux réalisés dans le cadre du GDR CNRS OIKIA.
- CHARRAS (M.) et PAIN (M.), 1993 — *Spontaneous Settlements in Indonesia*, ORSTOM-CNRS, Département Transmigrasi, 405 p.
- COCHET (H.), 1993 — Agriculture sur brûlis, élevage extensif et dégradation de l'environnement en Amérique Latine, *Revue Tiers Monde*, XXXIV, n° 134, pp. 281-303.
- COXHEAD (I. A.) et JAYASWRIYA (S.), 1994 — Technical change in agriculture and land degradation in developing countries: a general equilibrium analysis, *Land Economics*, 70 (1), pp. 20-37.

- DEACON (R. T.), 1992 — Controlling tropical deforestation: an analysis of alternative policies, Policy Research, Working Paper n° 1029, World Bank.
- DEACON (R. T.), 1994 — Deforestation and the rule of law in a cross section of countries, *Land Economics*, 70 (4), pp. 414-430.
- DEACON (R. T.), 1995 — Assessing the relationship between government policy and deforestation, *Journal of Environmental Economics and Management*, 28 (1), pp. 1-18.
- DEE (P.), 1991a — The economic consequences of saving Indonesia's forests, National Centre for Development Studies, Working Paper n° 7, Canberra, 30 p.
- DEE (P.), 1991b — Modelling steady state forestry in a computer general equilibrium context, National Centre for Development Studies, Working Paper n° 8, Canberra, 72 p.
- DECALUWE (B.) et MARTENS (A.), 1988 — CGE modeling and developing economies: a concise empirical survey of 73 applications to 26 countries, *Journal of Policy Modeling*, 10 (4), pp. 529-568.
- DERVIS (K.), DE MELO (J.) et ROBINSON (S.), 1982 — *General Equilibrium Models for Development Policy*, Cambridge, Cambridge University Press, 526 p.
- DEVARAJAN (S.), 1988 — Natural resources and taxation in computable general equilibrium models of developing countries, *Journal of Policy Modeling*, 10 (4), pp. 505-528.
- DEVARAJAN (S.), 1993 — Can computable general equilibrium models shed light on the environment problems of developing countries?, Paper presented at the WIDER conference on «The environment and emerging development issues», Helsinki, septembre, 35 p.
- DURAND (F.), 1994 — *Les forêts en Asie du Sud-Est. Recul et exploitation. Le cas de l'Indonésie*, Paris, L'Harmattan (« Recherches Asiatiques »), 411 p.
- EHUI (S. K.) et HERTEL (T. W.), 1989 — Deforestation and agricultural productivity in the Côte-d'Ivoire, *American Journal Agricultural Economics*, pp. 703-711.
- FAO, 1981 — *Tropical Forest Resources Assessment Project*, Rome, FAO.
- FAO, 1991 — *Deuxième rapport intérimaire sur l'état des forêts tropicales*, Rome, FAO.
- FAO, 1993 — *Summary of the final report of the Forest Resources Assessment 1990 for the Tropical World*, Eleventh session of the Committee on Forestry, Rome, FAO.

- FEARNSIDE (P. M.), 1993 — Forests or fields? Response to the theory that tropical forest conservation poses a threat to the poor, *Land Use Policy*, 10 (2), pp. 108-121.
- GRAINGER (A.), 1986 — *The Future Role of the Tropical Rainforests in the World Forest Economy*, PhD thesis, University of Oxford.
- GRAINGER (A.), 1993 — *Controlling Tropical Deforestation*, London, Earthcan.
- GRAY (J. A.) et HADI (S.), 1990 — Fiscal policies and pricing in Indonesian forestry, Ministry of Forestry, government of Indonesia and FAO, Jakarta.
- GRUT (M.), GRAY (J. A.) et EGLI (N.), 1991 — Forest pricing and concession policies: managing the high forests of West and Central Africa, *World Bank Technical Paper* n° 143, Washington DC.
- HEALY (R. G.), 1993 — Forests or fields? A land allocation perspective, *Land Use Policy*, 10 (2), pp. 122-126.
- HOUGHTON (R. A.), 1991 — Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide, *Climatic Change*, 19 (1-2), september, pp. 99-118.
- HUGUET (L.), 1982 — Que penser de la « disparition » des forêts tropicales, *Bois et Forêts des Tropiques*, n° 195, pp. 7-30.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 1996 — Second Assessment Report. Contribution of Working Group III, Geneva, WMO-UNEP.
- JANVRY (A.) et SADOULET (E.), 1995 — *Quantitative Analysis for Development Policy*, John Hopkins University Press.
- JEPMA (C. J.), 1995 — *Deforestation in the Tropics : a Socio-economic Approach*, London, Earthcan.
- JEPMA (C. J.) et BLOM (M.), 1992 — Global trends in tropical forests degradation: the Indonesian case, *Wageningse Economische Studies*, n° 24, pp. 85-214.
- KARSENTY (A.) et MAITRE (H. F.), 1994 — L'exploitation et la gestion durable des forêts tropicales: pour de nouveaux outils de régulation, *Bois et Forêts des Tropiques*, n° 240, pp. 37-51.
- KUMMER (D.) et SHAM (C. H.), 1994 — The causes of tropical deforestation: a quantitative analysis and the case study from the Philippines, in: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 146-158.
- LE TACON (F.) et HARLEY (J. L.), 1990 — Deforestation in the tropics and proposals to arrest it, *Ambio*, 19 (8), pp. 372-378.

- LESTHAEGHE (R.), 1995 — Demographic regimes: global change and regional variations, Paper presented at the HDP, Third Scientific Symposium «Global change, local challenge», Geneva, septembre 20-22.
- LEWIS (J. D.), 1992 — Modelling resource depletion in a CGE model, mimeo, Harvard, HIID, 25 p.
- LOMBARDINI (C.), 1994 — Deforestation in Thailand, *in*: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 211-216.
- LUGO (A.E.), SCHMIDT (R.) et BROWN (S.), 1981 — Tropical forests in the Carribean, *Ambio*, 10 (6), pp. 318-324.
- MAHAR (D. J.), 1990 — Policies affecting land use in the Brazilian Amazon. Impact on the rain forest, *Land Use Policy*, janvier, pp. 59-69.
- MAY (P. H.) et REIS (E. J.), 1992 — The user structure in Brazil's tropical rain forest, Kiel working paper n° 565, 33 p.
- MICHON (G.), DE FORESTA (H.) et LEVANG (P.), 1995 — Stratégies agroforestières paysannes et développement durable: les agroforêts à damar de Sumatra, *Nature, Science, Sociétés*, 3 (3), pp. 207-221.
- MIRANDA (M. L.), 1993 — Multiple objective welfare functions: an application to Malaysian forestry, *in*: ADAMOWICZ (W. L.), WHITE (W.) et PHILPS (W. E.), eds., *Forestry and the Environment: Economic Perspectives*, CAB International (UK), pp. 57-73.
- MOHR (E.), 1990 — Burn the forest! A bargaining theoretic analysis of a seemingly perverse proposal to protect the rain forest, Kiel Working Paper n° 447, 18 p.
- MOHR (E.), 1993 — Sustainable development and international distribution. Theory and application to rain forests as carbon sinks, Kiel Working Paper n° 602, 34 p.
- MUNASINGHE (M.), 1993 — Environmental economics and biodiversity management in developing countries, *Ambio*, 22 (2), pp. 126-135.
- MUNASINGHE (M.), 1994 — Economics and policy issues in natural habitats and protected areas, *in*: MUNASINGHE (M.) et MCNEELY (J.) eds., *Protecteg Areas Economics and Policy: Linking Conservation and Sustainable Development*, UICN, World Bank, Washington, pp. 15-50.
- MYERS (N.), 1981 — The hamburger connection: how Central America's forests become North America's hamburger. *Ambio*, 10 (1), pp. 3-8.

- MYERS (N.), 1989 — *Deforestation Rates in Tropical Forests and their Climatic Implications*, London, Friends of the Earth.
- MYERS (N.), 1991 — Tropical forests: present status and future outlook, *Climatic Change*, 19 (1-2), pp. 3-32.
- MYERS (N.), 1994 — Tropical deforestation: rates and patterns, in: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 27-40.
- NGUYEN (D.), 1979 — Environmental services and the optimal rotation problem in forests management, *Journal of Environmental Economics and Management*, 8, pp. 127-136.
- PALO (M.), 1987 — Deforestation perspectives for the Tropics: a provisional theory with pilot applications, in: DYKSTRA (D.), KALLIO (M.), BINJLEY (C.), eds, *The Global Forest Sector : An Analytical Perspective*, Chapter 3: 57-89, Chichester, IIASA and John Wiley.
- PALO (M.), MERY (G.) et SALMI (J.), 1987 — Deforestation in the Tropics: pilot scenarios based on quantitative analysis, in: PALO (M.) et SALMI (J.) (eds), *Deforestation and Development in the Third World?* vol. 1, pp. 53-106, Helsinki: Research Bulletin of the Finnish Forest Research Institute.
- PALO (M.), 1990 — Deforestation and development in the Third World: role of system causality and population, in: PALO (M.) et MERY (G.) (eds), *Deforestation and Development in the Third World?* vol. 3, pp. 155-172, Helsinki: Research Bulletin of the Finnish Forest Research Institute.
- PALO (M.), 1994 — Population and deforestation, in: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 42-56.
- PANAYOTOU (T.) et SUNGSUWAN (S.), 1994 — An econometric analysis of the causes of tropical deforestation: the case of Northern Thailand, in: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 192-210.
- PEARCE (D.), 1991 — An economic approach to saving the tropical forests, in: HELM (D.) (ed.), *Economic policy towards the environment*, London, Blackwell, pp. 239-262.
- PEARCE (D. W.) et BROWN (K.), 1994 — Saving the world's tropical forests, in: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 2-26.
- PERSSON (A.), 1992 — *Macroeconomic Policies behind Deforestation in Costa Rica*, Stockholm School of Economics.
- RAMADE (F.), 1986 — *Les catastrophes écologiques*, Paris, MacGraw Hill, pp. 89-137.

- REPETTO (R.) et GILLIS (M.), eds, 1988 — *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*, Cambridge, Cambridge University Press.
- REIS (E.) et GUZMAN (R.), 1994 — An econometric model of Amazon deforestation, *in*: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 172-191.
- RUDEL (T. K.), 1989 — Population, development and tropical deforestation: a cross national study, *Rural Sociology*, 54 (3), pp. 327-338.
- RUITENBECK (H. J.), 1992 — The rain forest supply price: a tool for evaluating rain forest conservation expenditures, *Ecological Economics*, 6 (1), pp. 57-78.
- SANDLER (T.), 1993 — Tropical deforestation: markets and markets failures, *Land Economics*, 69 (3), pp. 225-233.
- SCHUBERT (K.), 1993 — Les modèles d'équilibre général calculable: une revue de la littérature, *Revue d'Economie Politique*, 103 (6), pp. 8-25.
- SEROA DA MOTTA (R.), 1992 — Past and current issues concerning tropical deforestation in Brazil, Kiel Working Paper n° 566, 25 p.
- SHAFIK (N.), 1994 — Macroeconomic causes of deforestation: barking up the wrong tree?, *in*: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 86-95.
- SOUTHGATE (D.), 1990 — The causes of land degradation along « spontaneously » expanding agricultural frontiers in the Third World, *Land Economics*, 66 (1), pp. 93-101.
- SOUTHGATE (D.), 1994 — Tropical deforestation and agricultural development in Latin America, *in*: BROWN (K.) et PEARCE (D.) (eds.), pp. 134-144.
- THIELE (R.), 1993 — Public policies and deforestation in Indonesia, Kiel Working Paper n° 621, 26 p.
- THIELE (R.), 1994 — Conserving tropical rain forest in Indonesia: a CGE analysis of alternative policies, Kiel Working Paper n° 621, 26 p.
- THIELE (R.) et WIEBELT (M.), 1993 — Modeling deforestation in a computable general equilibrium model, Kiel Working Paper n° 555, février, 54 p.
- THIELE (R.) et WIEBELT (M.), 1994 — National and international policies for tropical rain forest conservation: a quantitative analysis for Cameroon, *Environmental and Resource Economics*, 3 (6), pp. 501-531.

- VINCENT (J. R.), 1990 — Rent capture and the feasibility of tropical forest management, *Land Economic*, 66 (2), pp. 212-223.
- WHITMORE (T. C.), 1975 — *Tropical Rainforests in the Far East*, Clarendon, Oxford.
- WHITMORE (T. C.), 1991 — Tropical rain forest dynamics and its implications for management, in: GOMEZ-POMPA (A.), WHITMORE (T. C.) et HADLEY (M.), eds, *Rain Forest Regeneration and Management*, Paris, UNESCO, MAB, vol. 6, 73 p.
- WIEBELT (M.), 1994 — Protecting Brazil's tropical forests: A CGE analysis of macroeconomic, sectoral and regional policies, Kiel Working Paper n° 638, 28 p.
- WOOD (D.), 1993 — Forests to fields. Restoring tropical lands to agriculture, *Land Use Policy*, 10 (2), pp. 91-107.
- WORLD BANK, 1990 — Indonesia. Sustainable Development of Forests, Land and Water, A World Bank Country Study, 190 p.

Gestion des forêts :
rentabilité et durabilité
sont-elles opposables ?

Jean-Philippe TERREAUX

Forest management and the opposition between sustainability and rentability

Key-words:
economics, forest, management, sustainability, forest planning, assessment

Summary – The sustainable forestry management, which has been for a long time a reality in most French forests, has some direct impacts on the parameters of silviculture, and therefore on the results of the management. But instead of calculating, as a consequence, the cost of sustainability, and of using this cost to criticize this concept, or in the contrary, instead of using the arguments set out to define sustainability in order to criticize the economic profitability, we show that both objectives originated in thoroughly logical deductions, but built on different economic hypothesis. For this purpose, we use a so-called “paradox” as an illustration, which consists to compare the management rules followed by two forest owners, intending to draw regular incomes, and yet proceeding in two different ways.

Gestion des forêts: rentabilité et durabilité sont-elles opposables?

Mots-clés:
économie, forêt, gestion, aménagement forestier, durabilité

Résumé – La gestion durable des forêts, mise en œuvre de longue date sur une bonne partie des espaces boisés français, et préconisée actuellement par différentes instances internationales, a des impacts directs au niveau des différents paramètres de la sylviculture, par exemple sur l'âge de coupe des arbres, et en conséquence sur les résultats de la gestion. Contrairement à de nombreux articles sur le sujet, au lieu d'opposer « durabilité » et « efficacité économique », en utilisant les arguments de l'un pour critiquer l'autre, nous montrons, en commentant un soi-disant « paradoxe » utilisé comme illustration, que les deux objectifs procèdent de démarches parfaitement logiques, mais fondées sur des hypothèses différentes. Cela permet d'éclairer le débat actuel, et d'expliquer les différences de gestion constatées d'une forêt à l'autre.

* IGFREF, INRA, ESR Toulouse, Université des sciences sociales, La Manufacture, Place Anatole France, 31042 Toulouse cedex.

L'auteur remercie vivement Michel Morcaux de l'Université de Toulouse I, ainsi que deux lecteurs anonymes, pour leurs remarques qui ont permis d'améliorer le fond et la forme de ce document.

LA gestion des forêts est sur le plan macro-économique une opération particulièrement complexe puisqu'elles doivent à la fois fournir le bois, qui alimentera toute une filière de transformations et d'utilisations, mais aussi un ensemble d'autres biens et de services fondamentaux pour le bien-être de la société. La tâche est d'autant plus difficile que la lenteur de la croissance des arbres entraîne des spécificités des programmes de gestion : la forêt n'est en effet à proprement parler ni une ressource renouvelable (à court terme), ni bien sûr non renouvelable (ce serait ignorer les investissements que constituent en particulier les opérations de boisement ou de valorisation de la ressource).

Le discours économique tentant de décrire ce qu'est ou pourrait être une « bonne » gestion des forêts a alors logiquement oscillé entre, d'une part, la mise au point de critères de « pure efficacité économique » (sous certaines hypothèses, il s'agit de maximiser la valeur actualisée du bénéfice net issu de l'exploitation et du renouvellement de la ressource, sous différentes contraintes), ce qui, dans certains cas, n'exclut pas l'épuisement de la ressource, et, d'autre part, la mise en œuvre de schémas de gestion permettant d'obtenir une « durabilité » ou « soutenabilité » (ou encore un « développement durable ») de la valeur de la production, des aménités et externalités, ce qui n'implique pas nécessairement une bonne rentabilisation des investissements en forêt. Cette dualité n'est d'ailleurs pas spécifique aux forêts ; mais c'est peut-être dans le domaine forestier qu'elle a les conséquences les plus grandes, à cause de l'incidence que le choix d'un objectif de gestion peut avoir sur l'âge de coupe des arbres, la sylviculture, le choix des essences, et finalement les résultats économiques. Naturellement il y eut de nombreuses tentatives visant à concilier ces deux approches. C'est le cas du critère de Duerr, que nous présenterons ultérieurement, mais nous verrons les limites de telles tentatives.

Dans ce débat, les instances internationales semblent avoir tranché. Un des principes de la Déclaration de Rio sur l'environnement (Nations Unies, 1992, principe n° 3) précise : *« Le droit au développement doit être réalisé de façon à satisfaire équitablement les besoins relatifs au développement et à l'environnement des générations présentes et futures »*. Un an après, en juin 1993, la Conférence européenne d'Helsinki prend une résolution sur les principes généraux de la gestion durable des forêts (voir Guérin, 1994, et Barthod, 1995). Cette dernière est alors définie comme *« la gérance et l'utilisation des forêts et des terrains boisés, d'une manière et à une intensité telles qu'elles maintiennent leur productivité (...) et leur capacité à satisfaire, actuellement et pour le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et mondial (...) »*.

Au niveau national, ces principes étaient déjà appliqués de longue date dans les forêts publiques françaises, qui sont actuellement gérées par l'Office national des forêts. Le Manuel d'Aménagement de l'ONF

(cf. 3^e édition, 1989) préconise ainsi d'atteindre « l'état idéal » en déterminant la surface à régénérer à chaque période comme proportionnelle à la durée de la période divisée par l'âge optimal d'exploitabilité de l'« essence principale objectif ». Or la définition donnée dans le même ouvrage de cet âge est que « l'âge optimum d'exploitabilité d'une essence, dans des conditions stationnelles définies, est l'âge auquel on devrait exploiter les bois les plus âgés pour remplir au mieux les objectifs assignés par l'aménagement ». Nous montrerons ainsi, dans ce qui suit, que cette définition est exclusive de toute autre, et, en particulier, des objectifs de rentabilité financière.

Il ne s'agit pas ici de déterminer quel est le meilleur critère, ni de verser dans une critique de l'un ou de l'autre, mais simplement de montrer que chacun procède d'une démarche qui lui est propre. Prenons par exemple l'article de Hirshleifer (1974) critiquant violemment la recherche de récoltes soutenables, ou les papiers plus récents de Oderwald et Duerr (1990) et de Hultkrantz (1991), comparant les âges auxquels doivent être coupés les arbres dans le cas d'une gestion selon le critère de Faustmann, et dans le cas de la recherche de récoltes constantes. Ces auteurs ont en fait comparé des règles de coupe dans le cadre d'hypothèses qui ne leur sont pas communes. A chaque jeu d'hypothèses correspond un optimum, et il ne nous semble pas opportun de juger de la solution obtenue dans un jeu d'hypothèses, avec des critères faisant appel à un autre jeu. Sinon on aboutit rapidement soit à des incompréhensions entre gestionnaires de forêts, soit à des « paradoxes » tels que celui que nous présentons dans les sections suivantes.

LES PRINCIPAUX CRITÈRES DE GESTION FORESTIÈRE

Nous n'avons pas la prétention ici de présenter exhaustivement et dans tous leurs détails les critères de gestion qui ont pu être proposés aux gestionnaires de forêt. Le lecteur intéressé pourra se référer par exemple à Peyron *et al.* (1995), qui donnent également de nombreux éclairages historiques. Nous excluons ainsi les critères consistant à maximiser un taux interne de rentabilité, ou ses dérivés, que tout gestionnaire sait inutiles et dangereux, au sens où ils peuvent conduire (et conduisent généralement) à de mauvaises décisions.

L'essentiel de la littérature est en fait fondé sur deux critères : celui de Faustmann (rentabilité), et celui de Hartig (durabilité)⁽¹⁾. Le critère de Duerr, qui recherche l'optimum d'un rendement soutenu, tout en tenant compte des capitaux immobilisés, a pu sembler être un bon intermédiaire entre ces deux derniers. Nous montrons dans ce qui suit qu'il conduit aux mêmes décisions que le critère de Faustmann.

⁽¹⁾ Selon certains auteurs, le critère présenté par Hartig avait été antérieurement mis en évidence par Duhamel du Monceau, en 1764.

Pour simplifier l'exposé, nous ne présentons pas non plus les outils de gestion qui sont un prolongement de ces trois derniers critères, comme celui proposé par Hartman (1976) qui introduit les aménités dans le critère de Faustmann. Cela ne préjuge en rien de leur valeur.

Le critère de Faustmann (1849)

Ce critère repose sur les hypothèses suivantes :

- absence de risques (tout au moins, on n'en tient pas compte),
- marché financier parfait (on peut emprunter ou placer des sommes en quantités illimitées à un même taux),
- le gestionnaire cherche à retirer le revenu maximum de son investissement.

On montre alors (Frayssé *et al.*, 1990) que dans ce cadre, le critère à utiliser est la maximisation du revenu actualisé sur un horizon infini. Le critère de Faustmann a une propriété fondamentale, qui est d'être temporellement « consistant ». C'est-à-dire que la sylviculture optimale (au sens de ce critère) peut être recalculée à n'importe quel instant : elle reste la même (par exemple, on obtient le même âge de coupe des arbres, qu'on le calcule à leur plantation ou quelques années avant leur récolte, toutes choses égales par ailleurs). En particulier, la gestion et la sylviculture est indépendante de l'histoire de la parcelle, et n'est définie qu'en fonction de l'état présent de cette dernière. Cette propriété est due à ce que le critère de Faustmann est en fait la solution d'un problème d'optimisation dynamique implicite, et le principe de Pontriaguine (1974) assure que chaque segment de la trajectoire optimale est lui-même optimal.

Commentaire sur les hypothèses. L'absence de risques n'est certes pas justifiée dans le cas d'investissements forestiers ; ces derniers sont soumis, d'une part, à des risques de nature économique (fluctuation du prix des travaux forestiers, des cours des bois, de la fiscalité ...) et, d'autre part, à des risques sylvicoles, comme les tempêtes qui peuvent annihiler en un instant des investissements de plusieurs décennies, ou les pathologies qui peuvent diminuer la croissance des peuplements pendant une ou plusieurs années. Cette hypothèse est donc plus une simplification pour un premier calcul, les risques pouvant être judicieusement introduits par la suite, sans changer fondamentalement la nature des concepts introduits. Il en est de même du fait que le gestionnaire cherche à retirer le maximum de revenu de son investissement : il serait possible d'introduire les différentes aménités ou externalités, si ces dernières étaient quantifiées.

Seule est plus discutable l'hypothèse d'un marché financier parfait. Car les marchés n'ont pas cette qualité dans la réalité. Toutefois on remarquera qu'une grande part des propriétaires forestiers ont un solde an-

nuel de trésorerie soit en permanence positif (par exemple de nombreux propriétaires privés), soit en permanence négatif (en particulier certaines communes). Le projet considéré dans les calculs d'investissement se fera donc à un coût marginal du capital relativement constant. On notera que ce coût du capital doit être considéré hors inflation. Les fluctuations résiduelles des taux réels, constatées d'une année à l'autre, peuvent faire partie des risques généraux encourus par l'investissement. Sauf dans le cas exceptionnel ou l'on serait capable de les anticiper, on se ramène donc en fait à la première des hypothèses qui conduit à ne pas prendre en compte ces fluctuations aléatoires. Sur cette hypothèse de perfection du marché financier, on se reportera pour plus de précision, à Morel et Terreaux (1995), et pour le choix du taux d'actualisation à Terreaux (1995).

Le critère de Hartig (1796)

Il s'agit de maximiser le volume de bois, ou éventuellement le revenu, retiré chaque année de la forêt, et que l'on suppose constant d'une année à l'autre (la formulation mathématique est donnée dans la section suivante). Ce critère suppose donc que l'on ait atteint un régime stationnaire (le problème qui consiste à déterminer comment atteindre ce régime de manière « optimale » reste donc entier), et que l'on y reste. Ce dernier point est lui aussi problématique. D'abord, il suppose implicitement qu'il n'y ait pas d'aléa venant perturber l'aménagement. On retrouve donc ici une des hypothèses du critère de Faustmann, mais avec une différence essentielle.

Le critère de Hartig est en fait la solution d'un problème d'optimisation statique: il y a une seule valeur pour la variable de commande (par exemple la surface récoltée annuellement). Ce qui signifie que cette valeur devra être en principe maintenue, quelles que soient les conditions rencontrées dans le futur (et en particulier, même si les travaux programmés et la réalisation de risques ont conduit à une modification de l'état de la forêt). La solution de Hartig est donc temporellement consistante, uniquement si elle est maintenue dans le futur quel qu'en soit le coût. Elle ne l'est plus si l'on modifie l'objectif ou si l'on introduit des contraintes qui soient en contradiction avec les hypothèses sous-jacentes à l'emploi de ce critère. Ainsi, McQuillan (1986) a mis en évidence expérimentalement que l'on ne pouvait chercher à récolter chaque année une surface de forêt identique, sous contrainte de revenus non décroissants.

Le critère de Duerr (1960)

L'idée de ce critère est assez simple dans son principe. Supposons que l'on cherche à tirer de la gestion forestière des revenus réguliers. La forêt

va constituer alors un certain capital, qui sera immobilisé; ce capital aura un coût d'opportunité. L'idée est alors de maximiser ces revenus, moins le coût d'opportunité du capital immobilisé.

Ce critère, proposé par Duerr en 1960, peut conduire à une solution différente du critère de Faustmann (voir Oderwald et Duerr, 1990, qui concluent à une différence sensible de l'âge de coupe optimal), mais uniquement lorsque ce coût d'opportunité est mal estimé. Si la définition du revenu annuel en fonction de la sylviculture choisie (en l'occurrence l'âge de coupe des arbres) ne pose pas problème, il n'en est pas de même de l'évaluation du capital immobilisé. Ce dernier se divise en deux parts: celle correspondant à la valeur du seul terrain forestier, et celle correspondant aux arbres.

Ainsi, dans leur article de 1990, Oderwald et Duerr ne tiennent compte, dans le calcul de cette dernière part, que de la seule valeur commerciale des arbres ayant atteint un diamètre suffisant pour avoir une valeur sur le marché des bois. Et comme le remarque Chang (1990), il faut calculer en fait la valeur de tous les arbres, même celle de ceux qui viennent juste d'être plantés ou semés. Comment le faire? La valeur de marché de ces arbres, qui ne sont donc pas arrivés à maturité, est déterminée par l'anticipation des revenus qu'ils seront capables de produire lorsqu'ils auront atteint l'âge de coupe. C'est donc leur valeur de récolte, actualisée au moment où est fait le calcul (on suppose ici qu'il n'y aura pas d'autres frais de sylviculture ou de gestion, pour simplifier l'exposé). C'est à ce prix que l'on pourrait trouver un acheteur sur un (hypothétique) marché à terme. Ces arbres, dès la première année de plantation, auront donc une valeur non nulle, même s'ils représentent un volume de bois nul. De plus, si l'on évalue correctement, c'est-à-dire à sa vraie valeur de marché, le prix des terres forestières, l'optimum de Duerr correspond à celui de Faustmann, comme l'a d'ailleurs retrouvé numériquement Chang (1990), et comme on peut aisément le montrer analytiquement. Il n'y a donc pas lieu de distinguer ici un nouveau critère.

LE « PARADOXE » DE LA RECHERCHE DE RÉCOLTES CONSTANTES

Revenons alors aux deux critères, dits de rentabilité et de durabilité. Supposons que deux personnes A et B héritent chacune d'un domaine non boisé de surface S suffisamment grande, et pour des raisons de simplification, supposée rester la même à l'avenir. Ils décident de le boiser et de se consacrer à la sylviculture de manière à ce que les ventes de bois leur procurent un revenu régulier, identique d'une année à l'autre, mais le plus grand possible, une fois le régime permanent atteint. Cette

contrainte de régularité, courante dans la définition des plans d'aménagement forestier, correspond bien à la notion de récolte durable que nous avons exposée précédemment.

Nous ne tenons compte ici que des régimes permanents obtenus (nous reviendrons par la suite sur les modalités d'atteinte d'un tel régime). Le terme « paradoxe » est à prendre au sens où l'on met en évidence une apparente contradiction entre les objectifs poursuivis et les situations atteintes.

Convenons des notations suivantes :

t est le temps (continu),

r_t est le produit de la récolte d'une unité de surface portant des arbres d'âge t (on suppose que pour la partie de la courbe qui nous intéresse $r'_t > 0$ et $r''_t < 0$),

i est le taux d'actualisation,

S est la surface du domaine.

Pour simplifier au maximum les notations et notre exposé, on ne tient pas compte des différents risques encourus par les investissements en forêt. Il n'y a pas de coût de plantation, de sylviculture ni d'entretien, ni d'autres recettes que celles issues de la récolte de régénération de la parcelle. La fonction r_t est supposée ne pas évoluer dans le futur.

Afin de donner le maximum de valeur à son domaine, A va chercher en régime permanent à maximiser la valeur du sol, qui est le facteur limitant. Il utilise donc le critère de Faustmann pour calculer l'âge auquel il va couper les arbres. Il maximise la chronique de recettes obtenues à partir de chaque unité de surface :

$$\text{Max}_t [r_t(e^{-it} + e^{-2it} + \dots)] = \text{Max}_t [r_t \cdot \frac{1}{e^{it} - 1}]$$

de solution t_A^* .

En régime stationnaire, il aura donc divisé la surface S en t_A^* parties égales et récoltera $\frac{S}{t_A^*} \cdot r_{t_A^*}$ chaque unité de temps (en général égale à une année, valeur conservée dans la suite de cet article). La valeur de son domaine peut alors être calculée comme la somme actualisée de cette chronique constante de recettes, soit :

$$\frac{S}{t_A^*} \cdot r_{t_A^*} \cdot \int_0^{\infty} e^{-it} dt = \frac{S \cdot r_{t_A^*}}{i \cdot t_A^*}$$

B va procéder autrement : il sait que la surface S dont il dispose sera divisée en t_B^* (son âge de coupe optimal) parties égales et ainsi qu'à chaque année il va récolter :

$$\frac{S. r_{t_B^*}}{t_B^*}$$

De manière à obtenir chaque année le revenu le plus grand possible, t_B^* est alors solution de :

$$\text{Max}_t \left[\frac{S. r_t}{i. t} \right] \quad \text{ou de} \quad \text{Max}_t \left[\frac{r_t}{t} \right] \quad (1)$$

Les deux solutions t_B^* et t_A^* sont manifestement différentes, et on peut même montrer que $t_B^* > t_A^*$ (voir en annexe).

Or A aura donné le maximum de valeur à sa forêt tout en ayant un revenu régulier d'année en année. La solution de B paraît donc (et c'est ici que réside le « paradoxe ») dominée par celle de A, puisqu'elle ne présente pas d'avantage au niveau de la régularité des recettes (dans les deux cas les revenus sont constants d'une année à l'autre) et qu'en plus A maximise la valeur procurée par chaque m² de son domaine. Pourtant B semble poser correctement le problème auquel il fait face.

COMMENTAIRES SUR CE « PARADOXE »

Evaluation des deux forêts

Pour A, la forêt procure chaque année un revenu identique et elle a pour valeur :

$$\frac{S. r_{t_A^*}}{i. t_A^*}$$

Pour B elle se calcule de même :

$$\frac{S. r_{t_B^*}}{i. t_B^*}$$

Or, $t_B^* > t_A^*$ entraîne que $r_{t_B^*} > r_{t_A^*}$, car $r'_t > 0$; mais on a aussi $\frac{r_{t_B^*}}{t_B^*} > \frac{r_{t_A^*}}{t_A^*}$, d'après la définition de t_B^* (voir équation 1).

Cela signifie que le revenu par unité de surface (par m²) récoltée est plus grand pour B que pour A (d'après la définition de r_t et puisque $r_{t_B^*} > r_{t_A^*}$). En revanche la surface récoltée chaque année est plus grande

pour A que pour B (car $S/i_A^* > S/i_B^*$). Mais au total, B aura un revenu annuel plus important.

Remarquons que le critère de Faustmann suppose que le marché financier soit parfait, que l'on ne tienne compte que des revenus financiers et pas des aménités ou des externalités. Dans ce cadre, la solution de A est optimale. Mais sous cette hypothèse, il est inutile de rechercher une stationnarité des récoltes, puisqu'en agissant sur le marché financier, à partir de recettes irrégulières, il est possible d'obtenir un revenu constant (et plus grand que celui obtenu en gérant la forêt de sorte qu'elle même fournisse des recettes régulières). La recherche de revenus, issus de la seule gestion forestière (c'est-à-dire sans tenir compte des actions possibles sur le marché financier), qui soient constants n'a donc pas d'intérêt ici. La différence de revenus obtenus entre B et A correspond au poids de la contrainte régularité qui vient entraver la production forestière, contrainte mesurée en considérant le marché financier parfait.

Enfin, supposons que B soit réellement gestionnaire d'une forêt équilibrée. Alors, par exemple au moment de la détermination de l'essence de reboisement, il ne peut recalculer avec le critère de Faustmann, en fonction des hypothèses sur les essences, l'âge auquel il devra récolter ses arbres, sinon il trouverait un âge égal à t_A^* et non pas t_B^* ⁽¹⁾. Cela signifie que B ne peut considérer la forêt qu'il gère comme étant la somme de parcelles, chacune gérée à l'optimum. L'aménagement de la forêt de B rend étroitement dépendants les paramètres de la sylviculture d'une parcelle aux décisions prises pour les autres parcelles. L'ensemble des contraintes que l'on s'impose doit être précisément et correctement spécifié.

La contrainte de régularité ne peut donc être levée sans modifier les paramètres de la sylviculture. Si cette forêt est gérée successivement par des agents B1, B2, ... suite par exemple à des héritages, ou à des changements de gestionnaire pour les forêts publiques, alors cette contrainte de régularité doit être conservée lors de la réactualisation des plans d'aménagement.

⁽¹⁾ En effet, la surface dont il dispose, au moment de la régénération d'une parcelle, est fixe et égale à S/i_B . Alors il s'agit de résoudre non pas :

$$\text{Max}_t \left(\frac{S \cdot r_t}{i \cdot t} \right), \text{ de solution } t_B^*,$$

mais :

$$\text{Max}_t \left(\frac{S \cdot r_t}{i \cdot t_B} \cdot \frac{1}{e^{i \cdot t} - 1} \right) = \text{Max}_t \left(\frac{r_t}{e^{i \cdot t} - 1} \right) \text{ de solution } t_A^*.$$

Coût de constitution d'une forêt équilibrée

*Coût de constitution d'une forêt équilibrée à l'âge t_B^**

Supposons qu'une entreprise achète des terrains nus et y plante des arbres de manière à revendre à terme une forêt équilibrée à un acheteur qui souhaite ce type de forêt, c'est-à-dire à un investisseur du type B.

Le coût de construction de cette forêt est le coût d'opportunité des terres et des capitaux, c'est-à-dire qu'il doit être calculé avec la méthode de Faustmann. En revanche, la forêt équilibrée sera évaluée par B avec ses propres critères.

Le coût de construction est par conséquent calculé ainsi, au moment de la revente à B :

$$\begin{aligned} r_{t_A^*} \cdot \left(\frac{1}{e^{i \cdot t_A^*} - 1} \right) \cdot (1 + e^i + \dots + e^{i \cdot (t_B^* - 1)}) \cdot \frac{S}{t_B^*} \\ = r_{t_A^*} \cdot \left(\frac{1}{e^{i \cdot t_A^*} - 1} \right) \cdot \left(\frac{e^{i \cdot t_B^*} - 1}{e^i - 1} \right) \cdot \frac{S}{t_B^*} \end{aligned}$$

que l'on nommera P_E (prix de l'entreprise).

Le prix P_B auquel B est prêt à acheter cette forêt est :

$$P_B = \frac{S}{t_B^*} \cdot \frac{r_{t_B^*}}{i}$$

Comparons alors P_E et P_B :

$$\frac{P_E}{P_B} = \frac{r_{t_A^*} \cdot \left(\frac{1}{e^{i \cdot t_A^*} - 1} \right) \cdot \left(\frac{e^{i \cdot t_B^*} - 1}{e^i - 1} \right) \cdot \frac{S}{t_B^*}}{\frac{S}{t_B^*} \cdot \frac{r_{t_B^*}}{i}} = \left[\frac{\frac{r_{t_A^*}}{e^{i \cdot t_A^*} - 1}}{\frac{r_{t_B^*}}{e^{i \cdot t_B^*} - 1}} \right] \frac{i}{e^i - 1}$$

Or l'expression entre crochets est supérieure à 1, par définition de t_A^* . Le terme de droite qui multiplie le crochet est plus petit que 1, mais numériquement il en est très voisin; pour i petit, une approximation de cette expression au premier ordre est $1 - i/2$, i étant le taux d'actualisation, de l'ordre de quelques unités pour cent.

Au total, on peut donc s'attendre à ce que $P_E > P_B$: le prix de vente de cette forêt équilibrée sera supérieur à son prix d'usage. Une telle forêt revient plus cher à constituer que la valeur d'usage qu'en retire un gestionnaire du type B. En effet les terres sont achetées à une valeur représentant le revenu maximal qu'elles peuvent produire, alors qu'ensuite

elles ne sont pas exploitées à cet optimum, puisqu'elles sont gérées sous contrainte de régularité des revenus.

*Coût de constitution d'une forêt équilibrée à l'âge t_A^**

On remarque aussi qu'acheter t_A^* parcelles forestières d'âges tous différents sur un marché que l'on suppose exister pour construire une forêt équilibrée, avec des arbres récoltés à l'âge t_A^* , permettrait de ne pas avoir à consentir ce type de perte, mais inversement ne résoudrait pas le problème de maximisation de la recette annuelle, car en récoltant plus tard les arbres (à l'âge t_B^*) et sur des surfaces plus petites (t_B^*/t_A^* fois plus petites) on aurait un revenu annuel plus élevé.

CONCLUSION

Les problèmes de A et B reposent sur des hypothèses différentes et/ou correspondent à des objectifs différents. Pour A le marché financier est parfait, et on ne tient compte que des aspects économiques. Donc, ce qui va être important c'est de donner le maximum de valeur à chaque m^2 de la forêt. Si A a des besoins de consommation réguliers, et des revenus irréguliers, alors il lissera ces derniers à partir du marché financier. En revanche B ne suppose pas que le marché financier soit parfait, et cherche à obtenir directement de sa forêt des revenus constants et maximaux. Cela peut correspondre aussi à la prise en compte d'aménités ou d'externalités à cette production de bois. Alors, pour B, la gestion de A ne sera pas optimale, et réciproquement.

Une forêt équilibrée ne sera pas constituée de la même façon pour A que pour B. Les échanges entre A et B ne se feront que dans un sens. La constitution par une entreprise travaillant sous les hypothèses de A, d'une forêt équilibrée selon B, pour la vendre à B n'est pas possible, car le coût de constitution de cette forêt serait plus élevé que les revenus qu'en tireraient B. Mais inversement la vente par B de sa forêt équilibrée à un agent A est réalisable, car A évalue la forêt de B au prix P_E . Cela tient au fait que A retirera de chaque m^2 de la forêt de B un revenu plus grand que celui qu'en retirait B.

On retiendra donc qu'il faut être particulièrement prudent dans l'emploi d'un critère de gestion, et qu'il est nécessaire, en préalable à tout calcul, de bien spécifier le cadre dans lequel on travaille. L'exemple donné a permis en particulier de montrer l'incidence très concrète de directives générales de gestion (« gestion durable ») sur les paramètres de la sylviculture, en l'occurrence l'âge de coupe des arbres. On comprend mieux ainsi les différences constatées d'une forêt à l'autre.

BIBLIOGRAPHIE

- BARTHOD (C.), 1995 — Le nouveau contexte des politiques forestières : le débat international sur la gestion durable, Cahiers de la DERF, ministère de l'Agriculture, 16 p.
- CHANG (S. J.), 1990 — Comment II on König-Faustmannism: a critique, *Forest Science*, 36, 1, pp. 177-179.
- CHARLES (A. T.), 1994 — Towards sustainability: the fishery experience, *Ecological Economics*, 11, pp. 201-211.
- FAUSTMANN (M.), 1849 — Berechnung des Wertes Waltboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen, *Allgemeine Forst und Jagd-Zeitung*, 25, pp. 441-455.
- FRAYSSE (J.), MOREAUX (M.), TERRAUX (J.-P.), 1990 — Actualisation et gestion forestière, *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales*, n° 15/16, pp. 112-125.
- GUERIN (J.-C.), 1994 — Perspectives d'évolution de la sylviculture et de l'aménagement forestier dans les forêts françaises, *Bulletin du Conseil Général du GREF*, 38, pp. 33-50.
- HARMAN (R.), 1976 — The harvesting decision when a standing forest has value, *Economic Inquiry*, 14, pp. 52-58.
- HARTIG (G. L.), 1796 — *Anweisung zur Holzzucht für Förster*, Margburg (traduction française: BAUDRILLART, 1805, Instruction sur la culture des bois à l'usage des forestiers, Paris, 172 p.).
- HIRSHLEIFER (J.), DOWNS (A.), *et al.*, 1974 — Sustained yield versus capital theory, in: *The Economics of Sustained Yield Forestry*, University of Washington, Seattle, 10 p.
- HULTKRANTZ (L.), 1991 — A note on the optimal rotation period in a synchronized normal forest, *Forest Science*, 37-4, pp. 1201-1206.
- McQUILLAN (A. G.), 1986 — The declining even-flow effect - non sequitur of national forest planning, *Forest Science*, 32-4, pp. 960-972.
- MOREL (M.), TERREAUX (J.-P.), 1995 — L'estimation de la valeur des forêts à travers un exemple: entre simplification abusive et complexité du réel, *Revue Forestière Française*, 47, 2, pp. 151-161.
- NATIONS UNIES, 1992 — *Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement*. Déclaration de principes relatifs aux forêts, Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, 256 p.

- ODERWALD (R.G.), DUERR (W.A.), 1990 — König-Faustmannism : a critique, *Forest Science*, 36,1, pp. 169-174.
- OFFICE NATIONAL DES FORÊTS, 1989 — *Manuel d'aménagement*, 3^e édition, Paris, ONF, 151 p.
- PEYRON (J.-L.), TERREAUX (J.-P.), CALVET (P.), GUO (B.), LEPINE (F.), 1995 — Les principaux critères de gestion des peuplements forestiers : analyse critique et comparative, WP, ENGREF - Nancy, 31 p.
- PONTRIAGUINE (L.), BOLTJANSKI, (V.), GAMKRELIDZE (R.), MITCHENKO (E.), 1974 — *Théorie mathématique des processus optimaux*, Moscou, Ed. MIR, 317 p.
- TERREAUX (J.-P.), 1995 — Gestion et évaluation des forêts : éléments pour le choix d'un taux d'actualisation, séminaire du groupe de recherche en Economie des Produits Forestiers, « Monnaie, finance et filière forêt-bois-papier », Bordeaux, 29 Juin 1995, pp. 27-49.

ANNEXE

Comparaison de t_B^* et de t_A^*

Soit la fonction f de \Re dans \Re , définie par $f(x) = 1 - e^{-x} - x$.

Alors $f'(x) = e^{-x} - 1$, et $f'(x) > 0 \Leftrightarrow x < 0$; de plus $f(0) = 0$; d'où $f(x) \leq 0$, $\forall x \in \mathbb{R}$.

On en déduit que $\forall t \in \Re^*$, $1 - e^{-it} < it$, d'où

$$\frac{1}{t} < \frac{ie^{it}}{e^{it} - 1}$$

Or la condition du premier ordre pour déterminer t_A^* se calcule ainsi: t_A^* est solution de:

$$\text{Max}_t r_t \left(\frac{1}{e^{it} - 1} \right) \text{ d'où } \frac{r'_t}{r_t} = \frac{ie^{it}}{e^{it} - 1}$$

De plus t_B^* est solution de $\text{Max}_t \left(\frac{r_t}{ti} \right)$, d'où la condition du premier ordre déterminant t_B^* :

$$\frac{r'_t}{r_t} = \frac{1}{t};$$

or $r''_t < 0$ et $r'_t > 0$ d'où $\frac{r'_t}{r_t}$ décroissante en t ,

donc $\frac{1}{t} < \frac{ie^{it}}{e^{it} - 1}$ entraîne que $t_B^* > t_A^*$.