



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.*

No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.

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.

Key-words:
tropical deforestation,
public policies,
econometrics, general
equilibrium modelling

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.

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 refusé – 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	1 756	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 * $R^2 = 0,58$	MCO * $R^2 = 0,50$	MCO * $R^2 =$ a) 0,08 b) ns c) 0,20
Population	Densité de population - 0,54 (- 4,7)		Taux de croissance de la popul. (retardé, 1980/75) (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)		Guerillas: - 1980/85 0,05 (1,66) - 1975/79 -0,02 (-0,63) Mesures de désordre et d'instabilité (10 var.) Revolutions: - 1980/85 0,06 (2,10) - 1975/79 -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 & SUNGUMAN (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
Méthode	MCO * $R^2 = 0,80$; DF = 55	MCO * $R^2 = 0,67$; DF = 18	MCO * $R^2 = **$
Population	Croissance de la population / densité -1,51 (-9,7)	Croissance de la population 0,25 (3,8)	Population (en milliers)
Revenu	Revenu de la province 0,42 (4,0)		PNB/tête (en \$)
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
Productivité	Rendements du riz 0,38 (1,9)	Croissance des rendements agricoles - 0,20 (- 6,0)	Ratio terre arable / pop.agri. (ha/tête)
Logging	Prix du bois -0,41 (- 4,1)		Indice de la valeur d'export. du bois
Autres variables	Distance jusqu'à Bangkok 0,7 (4,8) Routes rurales 0,11 (1,4)	Variable muette indiquant que la fermeture de la frontière agricole est réalisée ou imminente -0,6 (-3,1)	Ratio service de la dette 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 perdus 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'*Annuário 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 un 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

salaires 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. A 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'Etat 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'Etat : le premier est de limiter les revenus de l'Etat, 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. A 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 garantir 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	
Mesures	Indonésie	Cameroun	Indonésie	Cameroun	Indonésie	Cameroun	Indonésie	Cameroun
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 explication 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 Carribbean, *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: un 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 developping 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.