

3 MISE EN VALEUR DE LA FORÊT ET MODIFICATIONS ÉCOLOGIQUES

Jusque dans le courant des années 1960, le massif forestier amazonien, qui couvre près de la moitié du continent sud-américain, soit environ six millions de kilomètres carrés (près de onze fois la surface de la France, dont plus de la moitié au Brésil) est resté pratiquement intact, l'effet des interventions de l'homme restant négligeable. Il s'agissait surtout d'activités de cueillette et d'agriculture itinérante, pratiquées par les populations indigènes ou par des *caboclos*, métis d'indiens et d'européens. Les temps de jachères étaient alors suffisamment longs pour permettre la régénération du sol et du couvert forestier après une ou deux années de cultures vivrières. A partir des années 1970, les programmes de colonisation, la construction des routes traversant l'Amazonie, l'exploitation du bois, l'installation de grandes fermes d'élevage bovin et l'arrivée massive de migrants le long des voies d'accès et

sur les fronts pionniers, en provenance d'autres régions du Brésil (en particulier du Nordeste aride) commencent à modifier profondément le contexte humain et les paysages.

Les travaux de terrassement nécessités par l'ouverture des routes révèlent alors que l'Amazonie ne se réduit pas aux forêts inondables sur sable blanc observées par les voyageurs en bordure des rivières. Les « forêts de terre ferme » sur sols ferralitiques argileux et sablo-argileux y occupent une place dominante et semblent favorables à la mise en valeur.

Suite à la déforestation et après une période productive de quelques années, les terres mises en culture sont alors laissées en jachère trop peu de temps pour permettre la régénération, ou, souvent, transformées en pâturages qui, à leur tour, se dégradent jusqu'à devenir parfois improductifs, ce qui entraîne leur abandon. Pour compen-

ser la perte de fertilité, les populations n'ont, comme moyen de survie, que celui de défricher des superficies toujours plus grandes de forêt. Dans la seule Amazonie brésilienne, on estime que 10,5 % de la forêt originelle était déjà défrichée en 1991 (Fearnside, 1993) et que la surface déforestée annuellement était supérieure à 30000 km². Selon Leopoldo (1991), aucune région du Monde ne semble se modifier aussi rapidement que l'Amazonie. L'imprécision des évaluations des surfaces, basées sur des données de télédétection, tient à la diversité des critères utilisés pour la distinction entre forêts primaire et secondaire, défriche, pâturages abandonnés, jachères, etc.

Face au problème de la déforestation, deux positions extrêmes s'affrontent :

- d'un côté, certains souhaiteraient, sur la base de la connaissance encore incomplète de l'exceptionnelle biodiversité de la forêt amazonienne, assurer la *conservation aussi intégrale que possible de son patrimoine écologique et génétique*, au détriment de l'utilisation des autres ressources (forestières, agricoles et autres) pour le développement économique. Cette attitude ne tient pas compte des pressions démographiques, économiques et politiques exercées sur l'Amazonie ;
- de l'autre côté, des partisans d'un *développement rapide*, partant de l'exemple des pays de la planète dont l'expansion économique a commencé par une large déforestation, sont en faveur d'une mise en exploitation agro-sylvo-pastorale accélérée. Cependant, selon Fearnside (1983), la pauvreté en éléments minéraux nutritifs de la plupart des sols d'Amazonie semble limiter fortement leur « capacité de charge humaine » à l'échéance de la dizaine d'années.

Des enquêtes réalisées dans le cadre du programme de « recherche-formation-développement » en Amazonie brésilienne (voir chapitre 5), montrent cependant que certains paysans réussis-

sent, grâce à l'expérience acquise et par un contrôle constant de la charge animale et du couvert végétal, à gérer leurs pâturages de façon productive pendant des durées supérieures à dix ans, même sur des sols pauvres et sans apports de fertilisants.

La mise au point de méthodes de gestion durable des écosystèmes amazoniens apparaît ainsi comme un objectif réaliste, qui permettrait de maintenir, autant qu'il est possible, la production des terres déjà défrichées tout en limitant la destruction du domaine forestier. Cette mise au point nécessite, en plus de la prise en compte de nombreuses situations, historiquement connues et évaluées du point de vue agronomique, la connaissance précise des processus de dégradation, de régénération naturelle et de restauration par l'homme, des écosystèmes forestiers amazoniens.

A ce propos, il convient de distinguer, avec Uhl et al. (1991) :

- *la dégradation de l'écosystème forestier*, c'est-à-dire la perte de son intégrité structurale et fonctionnelle, modifiant sa capacité à réguler les stocks et les flux d'énergie, d'eau, de carbone et d'éléments minéraux. Cette dégradation, plus grave que la seule perte de biodiversité, porte atteinte à l'ensemble des interactions entre la forêt, l'atmosphère et les écosystèmes aquatiques situés à l'aval ;
- *la dégradation agricole*, qui consiste en une perte de productivité économique : rendement des cultures, de l'élevage et des plantations. Ainsi, l'envahissement d'un pâturage par les mauvaises herbes est-il une dégradation, dans la mesure où il aboutit à une diminution de la production en poids du bétail.

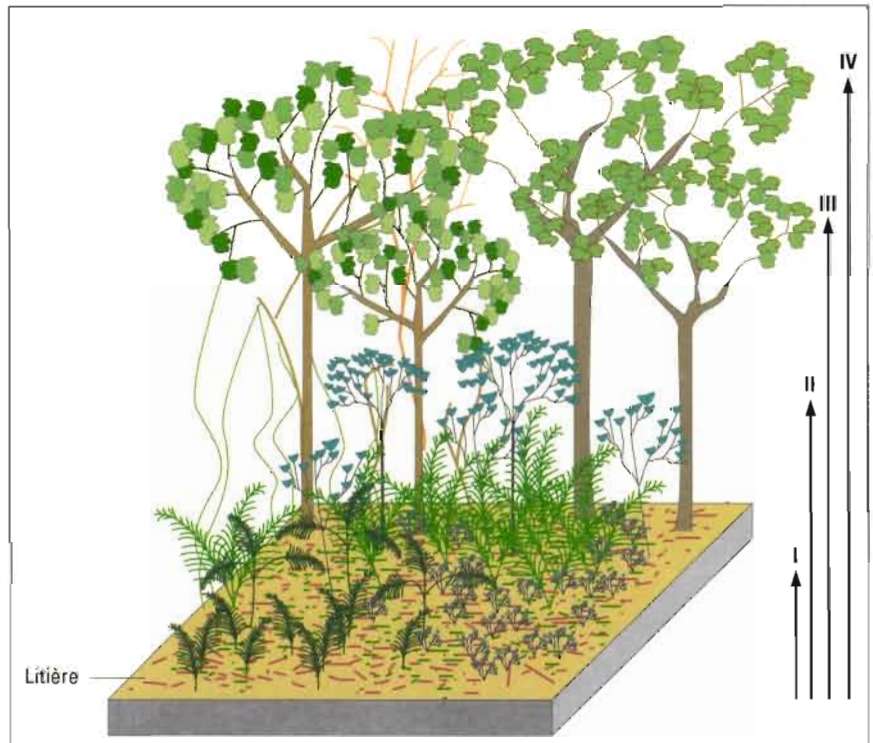
Nous nous proposons ici d'examiner des aspects à la fois écologiques et agronomiques de la dégradation et de la régénération des écosystèmes forestiers amazoniens.

1. Écosystèmes forestiers humides d'Amazonie

Si l'évolution des écosystèmes forestiers amazoniens semble avoir été localement marquée par les fluctuations climatiques liées aux périodes glaciaires du quaternaire récent (qui correspondent, en zone tropicale, à l'occurrence de périodes plus sèches) cette évolution reste, dans son ensemble, surtout dominée par la persistance d'un milieu forestier chaud et humide durant des millions d'années (Lucas, 1989). Sur les vieux boucliers (Guyane et Brésil central) et leurs sédiments continentaux, les conditions de chaleur et d'humidité prolongées ont altéré profondément les sols et lessivé la plus grande partie des éléments minéraux nutritifs initialement contenus dans la roche, expliquant la prédominance de sols très pauvres chimiquement, composés principalement de kaolinite, de quartz, et d'oxyhydroxydes de fer et d'aluminium. A la différence de ce qui s'est produit sur la plus grande partie des zones tempérées, ces sols, très évolués, n'ont pas subi les conséquences des phénomènes périglaciaires (brassage, mélange avec des apports éoliens et rajeunissement des sols) au cours du quaternaire récent. La forte altération et la

longue évolution de ces sols expliquent la dominance, en Amazonie brésilienne, de sols ferrallitiques argileux (*latossolos* selon la classification brésilienne), et de sols à texture plus sableuse, appauvris en argile dans leur partie superficielle (*podzolicos* selon la classification brésilienne). Une partie de ces sols, en particulier les sols ferrallitiques jaunes, très largement représentés en Amazonie centrale, se caractérise par des teneurs relativement faibles en oxyde de fer (comparées aux taux d'argile), ce qui expliquerait la faible cimentation de leurs agrégats et leur exceptionnelle vulnérabilité au compactage.

Le climat actuel de la majeure partie du massif forestier amazonien est de type tropical humide, avec une pluviométrie annuelle de 2 000 à 3 000 mm, une station sèche peu à moyennement marquée selon les endroits et selon les années (de 0 à 4 mois secs), une température moyenne de 26 °C



1. Architecture de la forêt avec quatre strates principales de végétation.

(minimum de 23° et maximum de 32°), et une humidité relative moyenne de 82 % (Nimer, 1989). Ces facteurs climatiques ont pour conséquence la croissance quasi continue de la végétation, pratiquement sans phase de repos, mais aussi le développement permanent des parasites (insectes, bactéries, champignons) susceptibles de l'infecter.

Pour l'étude des écosystèmes forestiers non perturbés par l'homme, on se référera ici aux forêts dites de *terra firme* (développées hors des milieux aquatiques) qui couvrent près de 90 % de la surface totale (Guillaumet, 1985), et dont de très grandes surfaces sont atteintes par les interventions de l'homme. On prendra comme exemple principal les forêts de la région Nord de Manaus, développées sur sol jaune ferrallitique argileux, sur lesquelles des recherches pluridisciplinaires sont poursuivies, depuis plus de 40 ans, dans le cadre des stations et bassins versants expérimentaux de l'INPA (Institut national de recherches d'Amazonie) et de l'EMBRAPA (recherche agronomique).

Les caractéristiques principales des écosystèmes forestiers amazoniens seront ici examinées en commençant par la végétation aérienne, puis par la litière à la surface du sol, avant d'aborder les racines. On traitera ensuite des chaînes de décomposeurs de la matière végétale (faune et biomasse microbienne), puis de la matière organique et de la structure du sol, et enfin de la dynamique de l'eau et des éléments minéraux nutritifs.

a. La végétation forestière

L'étude de la forêt amazonienne (Oldeman, 1974 et Guillaumet, 1987), fait apparaître, à travers son apparente homogénéité à l'échelle du paysage, une structure en mosaïque, liée à la dynamique de son environnement. Elle se manifeste par la juxtaposition de petites surfaces (quelques dizaines à quelques centaines de mètres de dia-



2. Forêt primaire.

mètre) représentant les différentes phases de son évolution : arbres abattus par le vent ou chablis, forêt juvénile, dense, mature ou décadente. Par sa dynamique, cette forêt n'est donc ni jeune ni vieille, elle est en perpétuelle destruction/reconstitution.

L'architecture de cette formation végétale (Oldeman, 1974) est caractérisée par quatre strates principales, s'étageant entre la surface du sol (figure 1 et document 2) et jusqu'à quarante mètres et plus pour les émergents. Chacune de ces strates est caractérisée par des dynamiques et par des conditions trophiques particulières. Ce couvert végétal constitue un écran qui protège le

sol des rayons du soleil, et de l'évaporation superficielle, et le maintient à une température quasiment constante tout au long de l'année. La biodiversité de cette végétation a été mise en évidence par de nombreuses études. Prance *et al.* (1976) relèvent ainsi, sur un hectare de forêt de la région Nord de Manaus, 235 espèces d'arbres appartenant à 43 familles (en tenant uniquement compte des individus de plus de 5 cm de diamètre). Ces forêts amazoniennes sont particulièrement riches en épiphytes, en lianes ligneuses et en palmiers. L'étude réalisée par Barbosa (1988, manuscrit non publié), dans la réserve de l'INPA d'Ouro Preto do Oeste (État du Rondônia), montre que les individus observés sur une superficie de 3 hectares se répartissent en 175 espèces appartenant à 49 familles et que 51 % des espèces rencontrées ont un intérêt économique. Le poids sec des parties aériennes et souterraines, ou phytomasse, est de l'ordre de 450 à 500 tonnes/ha (Klinge *et al.*, 1975). La productivité primaire importante de cette forêt contraste avec la pauvreté chimique du sol. En effet, une partie importante du stock des éléments nutritifs contenus dans l'écosystème (en particulier du potassium et du calcium) est retenue, non pas dans le sol, mais dans cette phytomasse (Jordan, 1989). Le résultat de l'évolution conjointe des plantes et de leurs parasites, dans cette forêt dense humide, est à l'origine d'un équilibre stable assurant la coexistence de l'ensemble des espèces. Cet équilibre explique la présence constante, mais non destructive, de germes et de colonies des principaux prédateurs : insectes et agents pathogènes (Couturier et Kahn, 1994 ; Lourd et Alves, 1992). Cependant, la dispersion des individus dans la forêt empêche la transmission rapide, de type épidémique, des maladies des plantes dues à des bactéries ou à des champignons, souvent transportés par des insectes. Dans ces conditions, la présence des parasites n'empêche pas le développement des plantes.

Les débris végétaux tombés sur le sol, à l'exclusion des troncs et des grosses branches, représentent chaque année près de 8,4 tonnes/ha de poids sec (Luizão, 1989). Ils constituent, à la surface, la litière qui présente à sa base une fine couche, de 1 à 2 cm d'épaisseur, formée par un mélange de fragments végétaux, de fines racines et de bioagrégats. Cette production annuelle de litière, plus importante pendant les périodes les plus sèches de l'année, contient des quantités importantes de carbone et d'azote (respectivement 3900 et 150 kg par hectare), et d'autres éléments minéraux nutritifs indispensables au développement des organismes vivants : calcium, magnésium, potassium, phosphore.

Les racines sont, dans le sol ferrallitique argileux sous forêt, déjà présentes au-dessus de la surface, dans les anfractuosités des troncs d'arbres. Elles sont abondantes dans la litière et très développées dans la partie superficielle du sol jusqu'à quelques décimètres de profondeur (près de 60 % du poids total des racines est réparti entre 0 et 20 cm de profondeur, et 80 % entre 0 et 40 cm selon Chauvel *et al.*, 1987). La quantité totale de fines racines contenues dans les cinq centimètres superficiels varie fortement au cours de l'année climatique (entre 5 et 10 tonnes/ha), le minimum étant observé en fin de saison sèche et le maximum en pleine saison des pluies ; on en déduit que la quantité de racines produite chaque année et décomposée dans le sol est supérieure à 5 tonnes par hectare (Luizão *et al.*, 1992). D'autres racines se développent jusqu'à plusieurs mètres ; elles sont rares, verticales et peu ramifiées. A partir de 6 à 7 m de profondeur, à la base des horizons argileux, elles peuvent constituer un réseau important de fines racines ramifiées (Chauvel *et al.*, 1992 ; Nepstad *et al.*, 1994).

b. Les décomposeurs de la matière végétale

Les apports de matière végétale, sous forme de litière à la surface du sol et de fines racines renouvelées en permanence dans les couches superficielles, correspondent au total à près de 13 tonnes de matière végétale sèche par hectare et par an. La décomposition de cette matière végétale fournit au sol les éléments nutritifs et l'énergie nécessaires à son fonctionnement biologique. Les feuilles mortes sont décomposées à la surface du sol, plus rapidement en période pluvieuse (perte de 50 % du poids en 37 jours) que pendant la saison sèche (perte de 50 % du poids en 216 jours), selon Luizão et Schubart (1987).

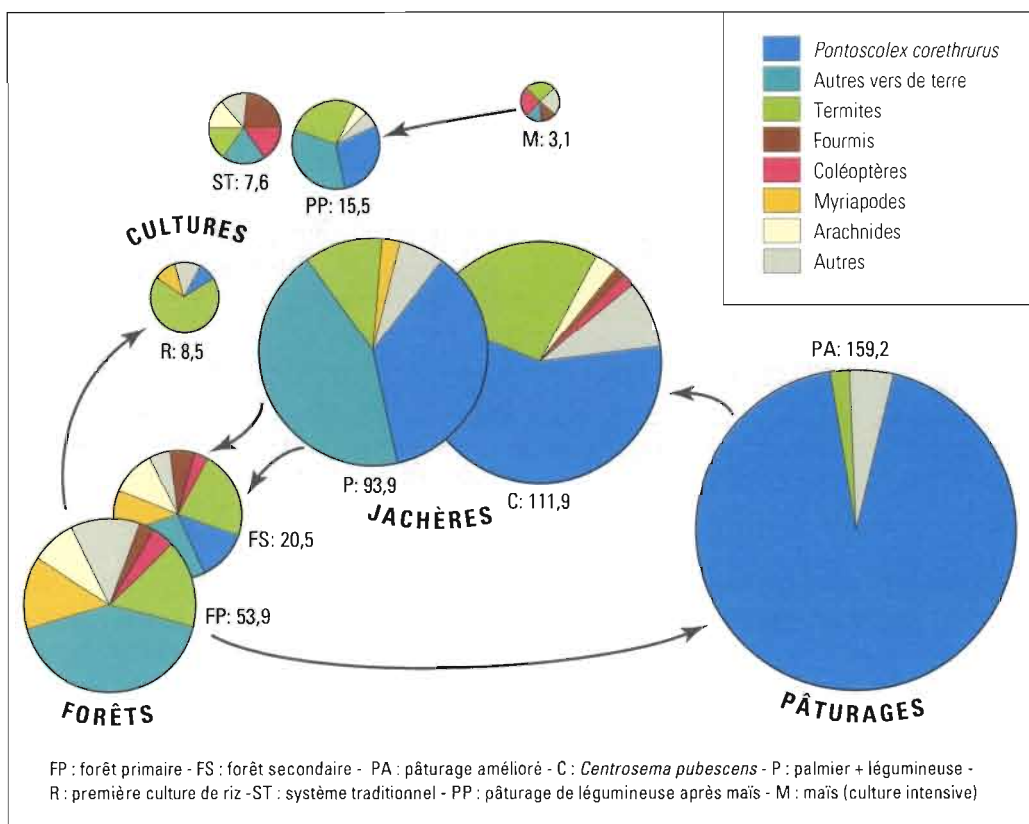
Les processus biologiques exercent une action prépondérante sur cette décomposition :

- ce sont d'abord les fines racines elles-mêmes, associées à des champignons à longs filaments (mycorhizes) qui pénètrent les tissus végétaux et absorbent les nutriments les plus accessibles,
- un rôle essentiel est joué par les populations d'invertébrés (termites, vers de terre, fourmis, etc.) et de micro-organismes qui leurs sont plus ou moins associés. Selon Lavelle *et al.* (1994), la faune du sol peut être divisée en trois grands groupes selon le type de nourriture et la localisation dans le sol :
 - Épigés qui se nourrissent et vivent dans la litière dont ils fragmentent les débris végétaux, participant ainsi à la décomposition en place ;
 - Anéciques, qui se nourrissent dans la litière mais vivent dans des galeries souterraines (vers de terre) ou dans des nids épigés ou endogés (fourmis coupeuses de feuilles et termites mangeurs de litière ou de bois). Cette faune bouleverse la cinétique de décomposition et la distribution spatiale des produits de décomposition de la matière végétale ;
 - Endogés, qui vivent et se nourrissent dans le sol. Ils sont subdivisés eux-mêmes en trois groupes

selon la relative richesse en matière organique du sol dont ils se nourrissent : *polyhumiques*, se nourrissant de la fraction la plus riche en matière organique contenue près de la surface du sol ; *mésohumiques*, qui ingèrent le sol de moyenne profondeur sans trier les particules et *oligohumiques*, qui se nourrissent du sol pauvre des horizons profonds. Cette faune géophage se nourrit de matière organique et de racines vivantes ou mortes, produit des déjections qui participent à la formation d'agrégats, creuse des galeries, des nids et des chambres, et exerce ainsi une influence importante sur les propriétés physiques du sol.

Des études faites en Amazonie péruvienne par Lavelle et Pashanasi (1989) et d'autres en cours dans la région de Manaus, toutes utilisant la même méthode d'échantillonnage définie par le programme *Tropical Soil Biology and Fertility* (TSBF/IUBS/UNESCO, Anderson et Ingram, 1993) montrent que la forêt primaire présente la faune la plus diversifiée de tous les systèmes étudiés, répartie dans la litière et colonisant le sol de façon dense jusqu'à 20 cm de profondeur et plus. Cette faune est dominée par les épigés mangeurs de litière et par les espèces anéciques qui constituent la majeure partie de la biomasse. La distribution de la biomasse est représentée sur la figure 3.

Considérée dans sa totalité, cette faune est le premier régulateur de l'activité microbienne du sol (Lavelle *et al.*, 1995). Or l'ensemble des micro-organismes est le seul à avoir développé une aptitude à digérer tous les substrats organiques présents dans les sols, y compris les plus résistants tels que la lignine et les complexes tanin-protéine, particulièrement abondants dans les litières de sols acides sous forêt. Mais il semble que la majeure partie des micro-organismes soient habituellement en état de dormance et que seuls les macroorganismes, faune et racines, aient la capacité de les activer en les transportant et en les mélangeant au sol, ainsi qu'en leur fournissant un substrat énergétique indispensable.



3. Contribution des principales unités taxonomiques à la biomasse totale moyenne de la faune du sol dans différents sites de forêt primaire, de pâturages, de jachère, de forêt secondaire et de culture, en Amazonie péruvienne (Lavelle et Pashanasi, 1989). La biomasse moyenne (exprimée en g/m²) est indiquée sous l'abréviation indiquant l'utilisation actuelle du sol.

L'évaluation de la biomasse microbienne dans un sol sous forêt de la région de Manaus, a été faite par Luizão *et al.* (1992).

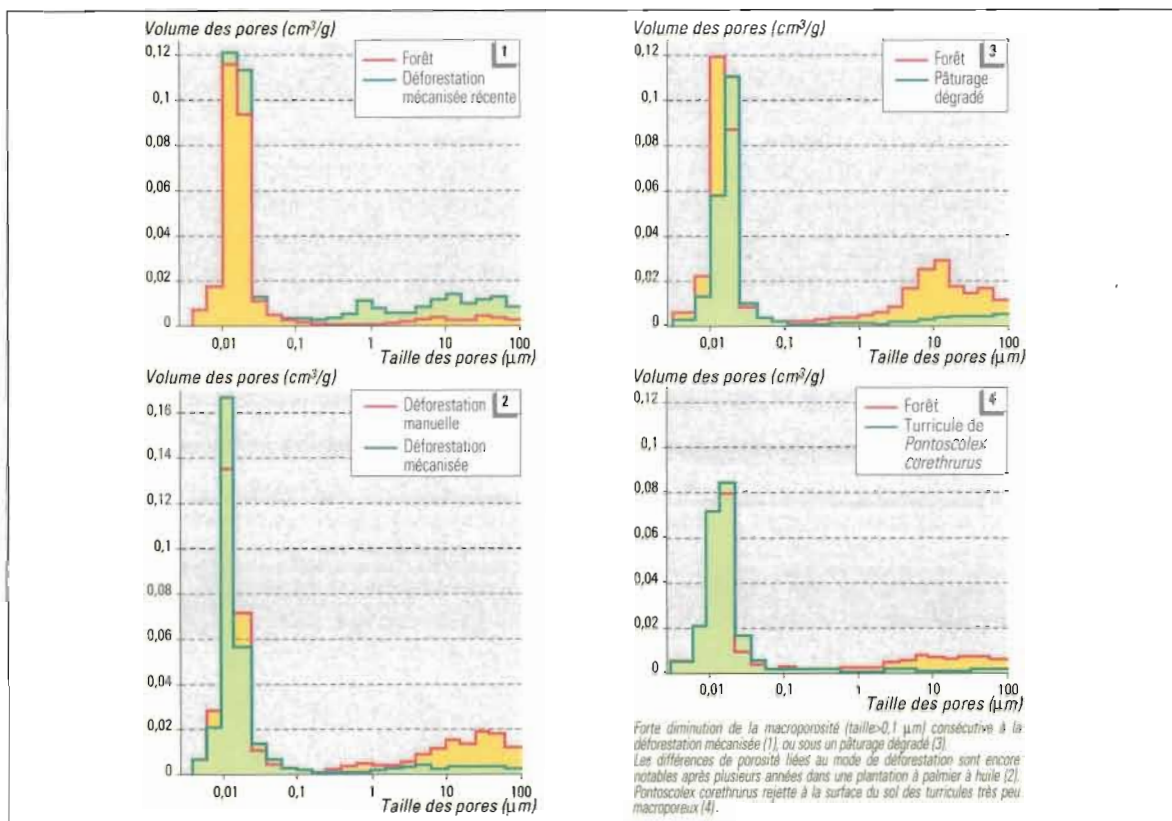
Les résultats montrent :

- que les micro-organismes se concentrent dans la partie la plus superficielle du sol, surtout entre 0 et 5 cm de profondeur, et en quantité bien moindre entre 5 à 20 cm ; cette biomasse représente de 1,9 à 3,3 % du carbone total contenu dans la couche de sol correspondante ;
- que leur quantité se modifie avec les variations saisonnières, dans le même sens que la biomasse

racinaire, ce qui suggère que, dans les conditions naturelles, ces deux variables biologiques sont interdépendantes et saisonnières. Cette corrélation s'explique par le fait que les micro-organismes associés aux racines consomment l'énergie contenue dans les composés organiques libérés continuellement par les racines sous forme d'exsudats.

c. La matière organique du sol

Les constituants de la matière organique jouent un rôle essentiel, à la fois comme liant entre les particules minérales, permettant la formation et la conservation des agrégats et de la porosité, et



4. Variations du spectre poral (déterminé en porosimétrie au mercure) dans la partie superficielle d'un sol ferrallitique argileux d'Amazonie centrale, suite à la déforestation (manuelle ou mécanisée), à l'installation et à la dégradation d'un pâturage, ou à l'ingestion de la terre puis de son rejet en surface par une espèce de vers de terre dominante dans le pâturage (*Pontoscolex corethrurus*).

comme réservoir d'éléments minéraux nutritifs. Selon *Cerri et al.* (1992), la matière organique contenue entre 0 et 20 cm de profondeur dans un sol ferrallitique argileux de la région Nord de Manaus sous forêt, est composée par de nombreux fragments de végétation aérienne et de racines mêlés à la terre (au total plus de 18 tonnes de carbone par hectare, soit 2 à 3 fois plus que dans la litière), et surtout par de l'humus (55 tonnes par hectare), dont la plus grande partie (44 tonnes par hectare) est fortement liée à la matière minérale. Des études réalisées en Amazonie orientale (*Desjardins et al.*, 1994),

montrent que la matière organique du sol, formée sous forêt, comporte à la fois des constituants récents et labiles (peu stables), abondants près de la surface, et une fraction beaucoup plus ancienne et stable, d'âge moyen estimé à plus de 5000 ans par datation au ^{14}C . Dominante en dessous de 20 cm, la fraction stable est presque seule représentée à un mètre de profondeur.

d. La porosité et les caractéristiques hydriques du sol

La distribution des pores en fonction de leurs tailles détermine la sensibilité à l'engorgement et

à l'assèchement de ces sols lors des alternances de périodes humides et sèches. Cette distribution est influencée par l'activité biologique du sol.

Les mesures porosimétriques ont été faites avec un porosimètre à mercure Carlo Erba 2000. Leurs résultats sont ici exprimés par des histogrammes de répartition du volume des pores ou « spectres de porosité » : les différentes classes de pores y sont définies par un accroissement constant du logarithme de la taille des pores.

Cette caractérisation physique des sols argileux ferralitiques sous forêt, associée aux observations microscopiques et ultramicroscopiques (Grimaldi *et al.*, 1993), montrent que la distribution dimensionnelle des pores (figures 4-1, 4-3 et 4-4) est ici caractérisée par :

- *la dominance constante de très petits pores* (diamètre compris entre 0,01 et 0,03 μm), compris entre les particules argileuses de kaolinite qui retiennent l'eau si fortement (tension équivalente à 100 bars) que celle-ci n'est pas disponible pour les plantes et ne se déplace que très lentement ;

- *le volume moindre de pores de tailles plus importantes et diversifiées* (micrométriques à millimétriques), constitués par des fissures délimitant les agrégats et par des pores d'origine biologique de formes variées (galeries, chenaux, chambres). Les pores les plus fins de cette catégorie (diamètre inférieur à 30 μm de diamètre), relativement peu abondants, constituent le réservoir d'eau disponible pour la végétation. Les plus grossiers, résultant pour une grande part des activités des racines et de la faune, particulièrement développés dans la partie superficielle du sol, forment des voies de circulation pour l'eau et l'atmosphère du sol. Ajoutons qu'une grande partie de l'espace microporal apparaît saturé par de la matière organique hydratée, qui déterminerait la résistance du sol humide à la compression (Tavares-Filho, 1992, manuscrit non publié).

La porosité grossière du sol sous forêt est telle que l'infiltration de l'eau et sa percolation dans

les horizons supérieurs ne sont pratiquement pas limitées (après de fortes pluies, les flaques d'eau disparaissent rapidement), mais que les réserves d'eau disponible pour les plantes, sur 1,7 m de profondeur, sont limitées à moins de 60 mm d'eau (variation du stock d'eau du sol entre périodes sèche et humide, selon Cabral, 1991).

En dessous de 1,7 m de profondeur, la dimension des pores tend progressivement à se réduire et à s'uniformiser, les pores de diamètre inférieur à 0,1 μm devenant dominants, ce qui a pour effet de réduire la disponibilité de l'eau et sa vitesse d'écoulement vertical.

A des profondeurs de l'ordre de 6 à 7 m, la transition du sol argileux aux horizons nodulaires sous-jacents, est marquée par le développement d'une porosité plus grossière dans laquelle l'eau est moins énergiquement retenue par les forces capillaires.

e. La dynamique de l'eau

Bien que le climat soit humide, la distribution des pluies qui tombent sur la forêt amazonienne est habituellement irrégulière pendant la plus grande partie de l'année, marquée par une succession d'épisodes pluvieux de quelques jours à quelques semaines, intercalés par des périodes sèches atteignant vingt jours et plus. Dans ces conditions, les réserves en eau du sol disponibles pour les plantes déterminent la production végétale.

La saison dite « sèche », c'est-à-dire globalement déficitaire, dure de 1 à 3 mois en Amazonie centrale. Durant cette période, une grande partie des petites précipitations est interceptée par la végétation et évaporée sans avoir atteint le sol (Cabral, 1991, manuscrit non publié).

Même lors de fortes pluies, on n'observe pas d'écoulement à la surface des sols ferralitiques argileux sous forêt primaire, ce qui met en évidence un drainage rapide des eaux excédentaires. Dans ces conditions, selon Cabral (1991),

le taux de saturation du volume des pores par l'eau, entre 0 et 50 cm de profondeur, ne dépasse pas 65 % et le sol reste aéré.

Cabral (1991) estime à 3,4 mm d'eau par jour l'évapotranspiration de la forêt; on en déduit que le stock d'eau disponible sur 1,7 m mètre de profondeur est consommé en moins de 20 jours. Même si les dessiccations extrêmes restent exceptionnelles, ce qui, selon Tavares Filho (1992, manuscrit non publié), permet le maintien de formes hydratées de la matière organique dans les pores, la disponibilité de l'eau dans le sol est ici affectée par des variations importantes et répétées. Selon Leopoldo *et al.* (1987), plus de la moitié de l'eau arrivant sur la forêt retourne vers l'atmosphère par évapotranspiration.

En dessous de 1,7 m de profondeur, la vitesse de percolation verticale de l'eau diminue progressivement, à mesure que se réduit la porosité de diamètre supérieur à 0,1 μm . Des traçages isotopiques de l'eau (Rozanski *et al.*, 1991) montrent que dans ces horizons argileux profonds de sols ferrallitiques, elle est de l'ordre de 3 mètres par an. Vers 6-7 m de profondeur, sont mises en évidence des variations d'humidité de forte amplitude, là où ont été observées une concentration de fines racines absorbantes (cf. § 1.a.) et l'occurrence d'une porosité grossière (cf. § 1.d.). On en déduit que la forêt prélève à ce niveau l'eau provenant des excédents antérieurs, lentement percolée à travers l'horizon argileux à porosité très fine et devenue disponible à leur base (Chauvel *et al.*, 1992). Cette conclusion s'accorde avec celle de Pimentel da Silva *et al.* (1992), dont les bilans hydriques mettent en évidence l'utilisation par la forêt, en saison sèche, de réserves hydriques profondes du sol. Elle suggère une régulation inter-annuelle du cycle de l'eau par la forêt.

f. Le cycle des éléments nutritifs

Les caractéristiques de l'écosystème forestier révèlent un fonctionnement complexe et remarquablement efficace, capable d'assurer à la fois une productivité primaire élevée, et le recyclage du faible stock d'éléments minéraux nutritifs présents, sans perte ni exportation.

Les éléments nutritifs tels que le calcium, le magnésium et le potassium, ne sont pas ici contenus dans les minéraux du sol, mais sont surtout concentrés dans la végétation. Ils sont aussi présents en quantités notables dans les aérosols (Artaxo *et al.*, 1990) et dans les pluviocessivats. Des quantités relativement importantes de ces éléments sont libérées par la décomposition de la litière (Luizão *et al.*, 1992; Lucas *et al.*, 1993). On remarque que les concentrations en différents éléments nutritifs se distribuent inégalement dans les fractions de la litière: maximum de calcium dans le bois et les feuilles, de potassium et de phosphore dans les organes reproductifs et les résidus.

L'étude de la composition chimique des solutions gravitaires du sol, recueillies par des capteurs (Grimaldi et Chauvel, 1996, manuscrit non publié), montre que :

- la concentration en éléments minéraux nutritifs varie largement selon les saisons, indépendamment des volumes d'eau collectés. Ainsi, la teneur en potassium, inférieure à 0,8 mg par litre en saison humide, atteint un maximum de 1 à 2 mg par litre en saison sèche, tandis que le soufre (sous forme de $\text{SO}_4^{=}$) présente un minimum en saison sèche, et des concentrations dix fois supérieures en saison humide ;
- cette variation a pour origine des modifications à la source (aérosols, lavage des feuilles et de la litière par les pluies), et/ou des changements des prélèvements par les organismes vivants. C'est ainsi que, en période sèche, le potassium, facilement lessivé par les eaux météoriques à partir du cytoplasme des feuilles, reste abondant à la source,

tandis que la quantité de racines deux fois moindre (Luizão *et al.*, 1992) limite l'absorption, racinaire, provoquant, par déficit de recyclage, l'augmentation de la concentration en potassium de la solution du sol. Les micro-organismes joueraient un rôle déterminant dans la synchronisation des processus de libération et d'absorption des nutriments qui assurent la forte productivité primaire de la forêt tropicale humide ;

● *la plus grande partie du prélèvement des éléments nutritifs par les racines des plantes, les mycorhizes et la biomasse microbienne se réalise entre la surface du sol et 5 cm de profondeur, comme l'avaient déjà démontré Stark et Jordan (1978), constatant que l'isotope du calcium ^{45}Ca apporté à la surface d'un sol sous forêt amazonienne, ne se retrouvait pas dans la solution issue de la litière, mais passait rapidement dans les racines présentes près de la surface. Cette absorption se poursuit jusqu'à 70 cm de profondeur, mise en évidence par les très faibles concentrations en nutriments dans les solutions prélevées à ce niveau.*

Ajoutons que ce recyclage biologique affecte aussi des éléments minéraux autres que les nutriments, tels que le silicium et l'aluminium, et qu'il semble jouer un rôle déterminant dans l'évolution de la composition minérale du sol sous forêt (Lucas *et al.*, 1993).

2. Modifications écologiques liées à l'exploitation de la forêt par l'homme

Les activités développées par l'homme pour exploiter les ressources de la forêt sont très diverses, tant par leur nature même que par leur impact environnemental sur le milieu amazonien. Les moins destructives se limitent à une collecte des produits destinés à l'autoconsom-

mation ou à la commercialisation, tandis que d'autres vont jusqu'à modifier totalement les peuplements végétaux et animaux et à changer les fonctionnements hydrique, biologique et chimique du sol.

a. Les activités de collecte des produits de la forêt

La nécessité d'une distinction entre les divers types d'activité de collecte est soulignée par Lescure et de Castro (1992) et Lescure *et al.* (1992), qui relèvent que l'usage en français du mot « extractivisme » (du mot portugais *extrativismo*, qui désigne toute activité de récolte de produits naturels), se justifie dans son opposition avec la « cueillette » : le premier terme implique, en effet, une collecte pour commercialiser un produit, tandis que le second se réduit à une collecte destinée à l'autoconsommation.

L'impact de l'extractivisme porte uniquement sur quelques plantes de l'écosystème forestier, sans que le restant du couvert végétal soit directement atteint. Pour cette raison, ce mode d'exploitation considéré comme conservateur de l'écosystème forestier, et qui fait vivre près de 400 000 personnes en Amazonie (sur une population totale de plus de onze millions d'habitants), est soutenu par des groupements de travailleurs qui en tirent leur subsistance, et aussi par des chercheurs, soutenus par la Fondation Ford, associés à des syndicats ruraux, qui cherchent à promouvoir cette activité comme une alternative au développement pour l'Amazonie.

Selon le produit exploité, l'impact de l'extractivisme peut être déprédateur, s'il conduit à la disparition progressive des ressources, ou conservateur si la collecte reste inférieure ou égale à la capacité de régénération des ressources.

Les recherches sur l'extractivisme conduites par le groupe ORSTOM/INPA (Lescure, 1993) portent sur l'écologie des espèces les plus exploitées :

pour leur fibre (*piça-beira* ou *Leopoldinia pias-saba*, palmier), pour leurs fruits (*açaí da mata* ou *Euterpe precatoria*, palmier), pour leurs noix (noyer du Brésil ou *Bertolletia excelsa*, Lecithidaceae), pour des produits médicaux (entre autres, la *copaiba* ou *Copaifera multijuga*, Caesalpiniaceae et l'*andiroba* ou *Carapa guianensis*, Meliaceae), pour le caoutchouc (*seringa* ou *Hevea spp.*, Euphorbiaceae), pour des latex comestibles (*sorvas* ou *Couma spp.*, Apocynaceae), ou encore pour des produits tels que le linanol, très utilisé en parfumerie, tiré de la distillation du « bois de rose » (*Aniba roseadora* ou *Lauraceae*), ce qui implique, dans ce cas, la destruction de la ressource.

L'étude de l'impact de cet extractivisme sur les ressources naturelles de la forêt doit tenir compte, non seulement de l'effet plus ou moins destructeur de ces pratiques sur les végétaux, mais surtout de la pression de collecte par rapport au potentiel de régénération, et de l'échelle de temps. Par exemple, selon Lescure et al. (1993), la récolte de noix du Brésil, considérée comme non destructrice, prive la population naturelle de cet arbre de ses moyens de multiplication et peut ainsi mener à son vieillissement et à l'anéantissement de la ressource (ce qui ne dégrade pas forcément l'écosystème, dans la mesure où d'autres arbres, ayant le même rôle écologique, se substituent au noyer du Brésil). Inversement, la coupe systématique de certaines espèces arborées à croissance rapide ne conduit pas nécessairement à la disparition de la ressource, si la dynamique de la végétation et l'effort de collecte sont bien gérés. Les caractéristiques générales du milieu amazonien (faiblesse du potentiel de production exportable selon Fearnside, 1984) sont telles que cette préoccupation de tirer le meilleur parti de l'écosystème, tout en maintenant la ressource, s'applique toutes les méthodes de mise en valeur agro-sylvo-pastorales.

Ajoutons que, selon Lescure (1993) et Lescure et al. (1995), la plupart des plantes exploitées dans les activités extractivistes existent aussi bien sous forme de populations naturelles en forêt que sous forme de populations plantées dans les systèmes agro-forestiers traditionnels.

b. Le passage des activités de collecte à celles de plantation

L'utilisation du milieu par l'homme, commencée par le prélèvement des produits forestiers, se poursuit tout naturellement par des actions visant à orienter le milieu vers les productions désirées. Pour y parvenir, l'homme favorise la croissance et la multiplication des espèces recherchées tout en éclaircissant les autres, ce qui aboutit à une transformation localisée de la forêt originelle en un système artificiel, plus ou moins « manipulé ». Le XVIII^e siècle a vu ainsi le passage des activités de cueillette du cacao à celles des premières plantations. Quelques décennies plus tard, l'enrichissement des peuplements naturels d'hévéas était à l'origine des premiers *seringais* en bordure des principales voies d'eau navigables (Bahri et al. 1991). Les petits agriculteurs qui poursuivent actuellement cette forme traditionnelle d'hévéaculture, peu adaptée aux marchés actuels, doivent à la très grande hétérogénéité de leurs plantations la possibilité d'échapper à la pression des parasites qui ont détruit les grandes plantations (Lourd et Alves, 1992).

La domestication par l'homme de nombreuses espèces fruitières amazoniennes a permis de réduire le temps de cueillette et de disposer d'une diversité importante de produits agricoles. Les traditionnels jardins-vergers à proximité des habitations (document 5) sont de véritables systèmes agro-forestiers contenant de nombreuses espèces, la plupart à vocation alimentaire (Guillaumet et al., 1990). Une partie des produits issus de ces jardins-vergers est consommée alors



5. Paysage d'une localité étudiée dans la région de Marabá. Au premier plan : pâturage envahi par des adventices herbacées. Au deuxième plan : pâturage abandonné couvert d'un peuplement de ligneux et maison de l'agriculteur entourée par un jardin-verger. Au fond : forêt primaire et à droite, pâturage assez bien entretenu planté en *Brachiaria humidicola*.

que l'autre partie est vendue sur le marché local. Dans les grandes villes comme Manaus, un besoin en produits fruitiers se fait de plus en plus sentir et les communautés proches ont tout intérêt à produire ce genre de denrées (Van Leeuwen, 1995). C'est dans cette optique que le département d'agronomie de l'INPA vient de participer à l'installation, à Manacapuru, dans des parcelles de petits paysans, des systèmes agroforestiers. On y étudie non seulement la production agricole, mais aussi l'installation d'espèces secondaires et l'évolution du sol, par comparaison avec la forêt et avec les parcelles voisines plantées en manioc.

Le passage aux grandes plantations agro-industrielles, qui implique la déforestation suivie par

l'installation d'une nouvelle couverture végétale, se heurte à des obstacles biologiques plus incontournables (Lourd, 1993 ; Lourd et Alves, 1992 ; Couturier et Kahn, 1994). L'échec le plus retentissant date des années 1920-1930, lorsque la Ford Motor Comp. a développé, à grande échelle, des plantations d'hévéas dans la région du Bas Tapajos. Un champignon pathogène, *Microcyclus ulei*, présent mais non destructeur dans la forêt primaire, a été plus fort que tous les efforts financiers et techniques déployés par le géant de l'industrie automobile américaine, le forçant à renoncer au maintien de « Fordlandia ». A la lumière de cet échec, il apparaît que l'agriculture conduit essentiellement au développement d'une monoculture. La modification de la

relation proie-prédateur qui en résulte favorise l'émergence de souches virulentes et agressives d'insectes et de maladies, qui rendent possible le passage à des formes épidémiques.

Un exemple plus actuel est celui des cultures de palmier à huile, *Elaeis guineensis*, développées durant les années 1970 avec des plants sélectionnés importés d'Afrique. Les plantations, très productives au départ, sont, depuis le courant des années 1980, gravement menacées par une maladie sud-américaine dont l'agent pathogène reste inconnu, provoquant la pourriture du cœur puis la mort des plants atteints. La maladie affecte spécifiquement l'espèce africaine, tandis qu'une espèce du même genre, présente dans la forêt amazonienne, *Elaeis oleifeira*, apparaît totalement résistante. A moyenne échéance, la lutte contre cette maladie est basée sur une approche génétique permettant d'associer le caractère de résistance de l'espèce sud-américaine, à celui de productivité de *Elaeis guineensis* (chapitre 6).

c. L'exploitation du bois

L'exploitation forestière exerce, actuellement, une action croissante sur les écosystèmes amazoniens. Selon Fearnside (1991), les espèces arborées amazoniennes, qui appartiennent à des groupes taxonomiques variés, présentent une forte hétérogénéité des bois qui en a jusqu'à présent ralenti l'extraction. Alors que les forêts tropicales de l'Asie du Sud-Est sont dominées par une seule famille, les *Dipterocarpaceae* (si bien que les bois se ressemblent entre eux et peuvent être classés en un nombre limité de groupes en vue du sciage et de la commercialisation), celles d'Amazonie ont jusqu'à présent résisté à tous les efforts faits pour regrouper les bois en quelques classes, ce qui aurait facilité leur utilisation et leur commercialisation.

Cependant, l'épuisement des réserves en bois exportables dans les forêts d'Afrique et l'exploitation accélérée de celles qui restent en Asie,

entraînent l'augmentation de l'extraction de bois amazoniens et attire l'attention sur les modifications écologiques qui peuvent en résulter. Cette perspective doit tenir compte du fait que l'exploitation du bois en Amazonie est, pour partie, le fait de nombreuses petites scieries qui se déplacent, à partir des régions où les ressources forestières sont en voie d'épuisement, vers celles qui apparaissent les plus prometteuses.

Jusqu'à présent, l'exploitation du bois dans la forêt de *terra firme* se traduit principalement par la raréfaction de certaines espèces particulièrement recherchées sur le marché, telles que le *mogno* (*Swetenia macrophylla*) et le *cerejeira* (*Amburana acreana*). Elle se manifeste également par l'ouverture de pistes d'exploitation forestière, qui servent de voies d'accès aux migrants et de points de départ pour de nouveaux déboisements.

Une partie importante de l'exploitation et de la commercialisation est cependant réalisée par de grandes entreprises sur des lots attribués. La pression croissante consécutive à l'évolution du marché du bois y conduit à mettre au point des méthodes d'exploitation sélective de la forêt et à s'interroger sur les conséquences qu'elles exercent sur les différentes composantes de l'écosystème forestier.

En dehors de cette exploitation sélective, celle des bois de moindre valeur tend à se développer, pour satisfaire les besoins en charbon de bois des industries sidérurgiques récemment installées le long de la voie de chemin de fer Carajas-São Luis, ou encore servir de combustible aux petites centrales électriques et à la production de copeaux pour la fabrication de bois reconstitués. Ces utilisations conduisent à une exploitation de plus en plus intense de la forêt, mettant en déséquilibre l'écosystème forestier.

Des projets de sylviculture, visant à remplacer la végétation hétérogène de la forêt par des peuplements monospécifiques d'arbres à croissance rapide

et à usage industriel connu, se heurtent à des problèmes d'ordre biologique, en particulier à des pertes dues à la prolifération de parasites, ou encore à des maladies fongiques qui déciment des espèces, telles que *Gmelina arborea*. Parmi ces projets, le plus connu, parce que le plus gigantesque (1,6 million d'hectares) est celui du Jari, mis en place à partir de 1968 par l'armateur nord-américain D. K. Ludwig. L'exploitation, basée au départ en grande partie sur la production de pâte à papier à partir d'essences forestières plantées, a mis en évidence les difficultés et les limites de la sylviculture à grande échelle en Amazonie (Fearnside et Rankin, 1985). Les projets de plantation de millions d'hectares pour satisfaire les besoins en charbon de bois de l'industrie sidérurgique risquent de soulever les mêmes problèmes.

3. Impacts des activités d'agriculture et d'élevage

A. La déforestation

Plus que les activités de collecte et d'exploitation du bois, la déforestation affecte l'ensemble des éléments de l'écosystème (végétation, faune, sol, microclimat). Les méthodes de réhabilitation doivent s'adapter aux situations diverses de dégradation qu'elle provoque (Ferraz, 1995).

a. Les méthodes de défrichage

Les méthodes employées ont souvent un effet déterminant sur l'évolution ultérieure des écosystèmes et sur la réversibilité de leur évolution.

Le défrichage pour l'installation de cultures annuelles et de pâturages par les petits agriculteurs, dont les exploitations sont de dimensions inférieures à la centaine d'hectares, est réalisé manuellement, à l'aide d'outils portés (machette et tronçonneuse), précédant l'usage du feu. Selon la coutume traditionnelle, l'enlèvement de

la végétation est incomplet. De grands arbres et des arbustes d'espèces utiles sont conservés et la plupart des racines des plantes présentes avant le défrichage sont maintenues dans le sol, ainsi que les graines présentes dans les horizons de surface. Ceci nécessite le contrôle ultérieur de la repousse des espèces issues de la forêt. En Amazonie orientale, les pâturages sont généralement installés à partir d'une culture « d'ouverture » de riz pluvial, mise en place après déforestation.

Les grands projets de développement agro-pastoraux mettent souvent en œuvre des moyens mécaniques lourds pour la déforestation et l'enlèvement plus ou moins total du couvert végétal. L'opération se déroule en plusieurs étapes : abatage des arbres, tronçonnage et andainage, puis usage du feu. Une large gamme d'engins mécaniques, les plus fréquemment employés, montés sur chenilles, sont équipés de lames coupantes (document 6). Tous les cas sont possibles, depuis le maintien dans la parcelle des racines et des troncs d'arbres, ce qui réduit l'importance des perturbations exercées sur la surface du sol et l'arrachage systématique des souches et racines, laissant un sol déstructuré et fragilisé. L'installation immédiate, par semis ou par bouture, d'un nouveau couvert végétal à croissance rapide, rarement réalisée, reconstitue un écran protecteur. Le planning soigneux des opérations, évitant l'effet dévastateur du feu en condition de sécheresse et l'action compactante des engins lourds sur sol humide, réduit les risques d'érosion et de dégradation accélérée du sol.

b. Conséquences du défrichage et du feu

● Lors d'une *déforestation manuelle*, les parties aériennes de presque toutes les espèces végétales initialement présentes dans la forêt sont supprimées et seules sont conservés les racines et certains troncs. Des espèces vont donc disparaître, tandis que d'autres, capables de résister au feu, se



6. Déforestation mécanisée.

maintiendront et recommenceront leur croissance, sous forme de rejets de souche ou de drageons (potentiel végétatif), immédiatement après le brûlis (Mitja et Puig, 1993). Le défrichage manuel ne décape pas la partie superficielle du sol contenant les graines (banque de graines du sol); cependant, les espèces dont les semences ne résistent pas au feu sont partiellement éliminées lors du brûlis. L'échauffement du sol qui en résulte supprime également une partie de la faune du sol et les micro-organismes vivant près de la surface. Dans le cas d'un défrichage manuel, les superficies concernées sont suffisamment réduites pour permettre une arrivée rég-

lière de semences, par voie aérienne, provenant des arbres présents dans les forêts et les jachères voisines (pluies de semences).

L'effet de la déforestation sur les micro-organismes qui vivent dans le sol se manifeste en particulier sur les champignons pathogènes. Une étude approfondie (Lourd *et al.*, 1986) portant sur le potentiel infectieux des sols par les *pythium* dans la région de Manaus, a mis en évidence une modification de l'équilibre microbiologique naturel due à l'action de l'homme, favorisant l'émergence d'espèces pathogènes. Dans la grande majorité des sols de la forêt, les populations de *P. aphanidermatum* restent généralement limitées. Or, à la suite de la déforestation, on observe une nette augmentation de leur potentiel infectieux. Il semble que le défrichage exerce d'abord un effet destructeur sur la plupart des organismes vivant dans le sol, suivi à court terme par l'émergence des espèces les plus compétitives dans les nouvelles conditions de milieu.

La faiblesse des contraintes mécaniques mises en œuvre et la conservation d'un écran protecteur lors d'une déforestation manuelle expliquent que la structure du sol reste peu dégradée par ce traitement, comme l'ont montré les études comparatives de Grimaldi *et al.* (1993). Les déterminations du spectre de porosité, c'est-à-dire de la répartition du volume des pores en fonction de leur taille (figure 4-2 et § 1.d.), montrent alors la conservation d'une porosité de diamètre compris entre 1 et 100 μm , assurant l'infiltration rapide de l'eau de pluie et la rétention d'eau disponible pour les plantes.

Piccolo *et al.* (1994) ont évalué, par l'étude hydrochimique comparative des solutions du sol prélevées sous forêt intacte et sous parcelle défrichée manuellement, les effets de la déforestation suivie par le feu, sur le recyclage des éléments minéraux nutritifs :

– *durant la première saison humide*, après déforestation et brûlis, les flux de la plupart des nutriments

(excepté le sodium) sont accrus par les apports contenus dans les cendres, qui provoquent aussi une diminution de l'acidité et de la toxicité aluminique du sol;

– à l'inverse, *lors de la saison sèche* qui suit, une décroissance est constatée par rapport à la forêt. Pour le potassium en particulier, cette diminution se manifeste en saison sèche, à l'époque de l'année où un maximum était relevé sous forêt (voir § 1). Elle serait attribuable à l'épuisement des stocks disponibles dans la biomasse, dans la litière, et dans les produits de combustion issus de la forêt, et aussi aux prélèvements de nutriments faits par les racines des plantes nouvellement installées, qui reconstituent leur biomasse.

Au total, on constate que la déforestation manuelle peut modifier sensiblement la composition floristique, la macro et la microfaune du sol, et la balance des éléments nutritifs. Cependant, pour une durée d'utilisation ne dépassant pas une dizaine d'années et pour des parcelles de dimensions moyennes (de la dizaine à la centaine d'hectares), le potentiel de régénération de la végétation arborée (Mitja et Puig, 1993) reste important.

● A l'opposé, la *déforestation mécanisée* la plus agressive, qui consiste à débarrasser le sol des racines et des troncs d'arbres, supprime la plus grande partie du potentiel végétatif de reconstitution. La couche supérieure du sol contenant des graines en attente (banque de graines du sol) est, en général, raclée et amoncelée sur les andins. De plus, il y a très peu de chances que des graines transportées (pluies de semences) arrivent au centre de très grandes parcelles défrichées. Il existe donc, dans ce cas, de nombreuses entraves à la reconstitution d'une végétation arborée qui nécessite alors un temps très long. L'exposition du sol à la pluie, au soleil et au vent, a pour effet de modifier le climat du sol, augmentant fortement l'amplitude des variations

thermiques dans la couche superficielle qui est alors exposée à des conditions hydriques et thermiques extrêmes (alternance d'engorgements superficiels et de dessiccations).

L'effet de la déforestation mécanisée se manifeste par le tassement du sol sur 20 à 40 cm de profondeur. La comparaison des spectres de porosité des sols (figure 4-1, § 1.d.; voir aussi Chauvel *et al.*, 1991; Grimaldi *et al.*, 1993; Chauvel *et al.* 1995) après déforestation mécanisée, avec ceux du sol maintenu sous forêt (courbes vertes) montre clairement que ce traitement se traduit par une diminution de 70 à 80 % du volume initial des pores de dimensions comprises entre 0,1 et 100 μm , c'est-à-dire principalement des vides inter-agrégats et des pores d'origine biologique. Ainsi, par coalescence des bioagégats dominants dans le sol sous forêt, la structure devient massive.

Pour expliquer cet effet de tassement, une étude expérimentale en laboratoire (Tavares Filho, 1992) portant sur des échantillons prélevés en surface et à 1,5 m de profondeur dans le même sol ferrallitique argileux sous forêt a été réalisée. Elle montre que le matériau le plus superficiel et organique est le plus sensible au tassement, mais garde, après un cycle complet de réhumectation/dessiccation, des propriétés de gonflement importantes qui assurent une régénération potentielle de la structure. A l'inverse, une seule dessiccation à l'air suffit à supprimer les propriétés de gonflement du matériau prélevé à de plus grandes profondeurs, pourtant moins compact au départ. Ceci explique pourquoi le sol se restructure difficilement là où il est décapé par les bulldozers. On constate par ailleurs que le tassement par une contrainte mécanique est maximum sur le sol humide (potentiels de l'eau voisins de -32 kPa); il suffit alors d'une pression comparable à celle exercée par le piétinement pour provoquer un tassement maximum.

Cette extrême sensibilité au compactage est une caractéristique de ces sols ferrallitiques amazoniens. Elle serait attribuable à leur faible teneur en

hydroxydes de fer (jouant le rôle de ciment entre les particules), et peut-être, à un état de polymérisation différent de certains constituants organiques dans les sols de forêt humide (Volkoff *et al.*, 1988). Il apparaît que c'est l'action conjointe des contraintes mécaniques et des variations d'humidité du sol qui détermine le tassement du sol.

La forte diminution du volume (figure 4-1) et de la continuité des grands pores se traduit par des modifications importantes des propriétés hydriques du sol (Grimaldi *et al.*, 1993). La conductivité hydrique diminue fortement, ce qui se traduit sur le terrain par l'accumulation d'eau et le développement du ruissellement à la surface des sols défrichés. Après le passage des machines, l'infiltration est près de dix fois plus lente que sous forêt. Une autre conséquence est la réduction de l'évaporation en saison sèche, ce qui serait un avantage si les transferts d'eau vers les racines des plantes n'étaient pas, eux aussi, ralentis. Ainsi, la comparaison des profils hydriques, après défrichement, met-elle en évidence un degré de saturation en eau des horizons superficiels du sol d'autant plus élevé qu'ils sont plus affectés par le compactage. Ceci n'implique pas pour autant que cette eau soit disponible pour les plantes : retenue par une forte rétention capillaire dans des pores de dimensions inférieures à 0,1 µm, elle ne peut être absorbée par les racines. En d'autres termes, lorsque le sol est saturé d'eau, 10 % seulement de cette eau est utilisable par les plantes dans le sol compacté, au lieu de 25 à 35 % dans le sol sous forêt.

Ces modifications des caractéristiques du sol se répercutent sur le comportement hydrologique des bassins versants. L'étude des effets hydrologiques du déboisement, réalisée dans le cadre du programme ECEREX en Guyane française (Fritsch, 1995), conduit à une comparaison directe et significative entre deux recrûs spontanés : le premier après exploitation forestière mécanisée, sans autre traitement, et le deuxième faisant intervenir, en plus, un défrichement

mécanisé, avec dessouchage et enlèvement complet du couvert végétal. Les deux bassins versants présentaient des comportements hydrologiques similaires sous forêt, et ont été traités en même temps. Ces conditions limitent au maximum les effets de la variabilité spatiale et temporelle et mettent en évidence les différences hydrologiques imputables à l'exploitation forestière et au défrichement. Les résultats montrent que la seule exploitation forestière mécanisée s'est traduite par une augmentation de l'écoulement annuel du bassin versant qui ne dépasse pas de plus de 26 % celui mesuré sous forêt. La modification des écoulements dans le bassin qui a subi ultérieurement le défrichement mécanisé est bien plus marquée puisque l'augmentation de l'écoulement en première année atteint 149 %. La différence entre ces deux chiffres (26 % et 149 %) met clairement en évidence l'effet perturbateur exercé par le dessouchage et par l'enlèvement complet du couvert végétal réalisés lors du défrichement, sur les caractéristiques hydriques du bassin versant.

L'ensemble des études réalisées montre que la déforestation entraîne des effets d'autant plus désastreux qu'elle supprime la plus grande partie de la biomasse et met en œuvre des contraintes physiques plus importantes sur des sols humides. Les observations et mesures montrent que les conséquences du mode et des conditions de la déforestation continuent à se manifester une dizaine d'années après la mise en culture.

B. Conséquences de l'installation et de la gestion des pâturages

Les pâturages représentent l'utilisation largement dominante du sol dans les zones déboisées d'Amazonie brésilienne. L'implantation des pâturages a porté jusqu'à présent sur plus de 20 millions d'hectares en Amazonie. Les raisons de l'extension de ce mode de mise en valeur tiennent



7. Pâturage planté en "*Panicum maximum*", graminée vigoureuse mais se développant en grosses touffes espacées. La photo prise en fin de saison sèche, après brûlis, montre une couverture végétale lâche qui laisse le sol exposé aux intempéries et à l'érosion par ruissellement.

non seulement à des objectifs de production, mais aussi, comme le montre Fearnside (1991), à des enjeux politiques et socio-économiques : incitations fiscales et subventions en faveur de l'élevage bovin durant les années 1970, occupation de l'espace en vue de l'accession à la propriété, espoir de plus-value importante due à l'augmentation de la valeur des terres, particulièrement lorsque celles-ci deviennent accessibles par voie routière.

De nombreux arguments sont en faveur des pâturages : le remplacement d'une partie de la forêt par un système de production qui exporte de faibles quantités d'éléments nutritifs, qui assure, par un couvert végétal dense et en perpétuel renouvellement, un recyclage prenant le

relais de celui de la forêt, et qui maintiendrait la fertilité du sol (Falesi, 1976) tout en fournissant une production alimentaire commercialisable, semble être une bonne option de mise en valeur. Cependant, Veiga (1995) précise que la moitié de la surface des pâturages installés en Amazonie est affectée par la dégradation ou par l'abandon. Pour préciser l'origine de cet état des choses, la recherche porte sur la dynamique de quelques zones de pâturages situées sur le front pionnier dans la région de Marabá au Sud du Pará, et en Amazonie centrale (Nord de Manaus).

a. Le couvert végétal cultivé

Dans les grandes exploitations, l'implantation du pâturage intervient d'habitude directement après

la déforestation et le brûlis, tandis que chez les petits paysans s'intercale une phase de culture « d'ouverture » de riz pluvial ou de manioc.

Dans tous les cas, le couvert végétal implanté dans le pâturage est essentiellement constitué de graminées d'origine africaine. Ces dernières sont des plantes pérennes à cycle de photosynthèse en C4, ayant donc en zone tropicale humide un haut potentiel de production de biomasses aérienne et racinaire. Lorsqu'elles sont bien gérées, ces plantes ont la capacité de maintenir ou même d'accroître le taux de matière organique du sol, ce qui permet d'envisager un équilibre durable entre le couvert de graminées et la conservation de la fertilité.

Dans beaucoup de situations, les pâturages ont été dominés au départ (à partir des années 1970) par une seule graminée, *Panicum maximum*, de bonne valeur nutritive pour le bétail, et à reproduction facile par bouture (bien qu'elle soit aussi reproduite par semence). Cependant, la végétation en touffes espacées, à port dressé, de cette graminée protège mal le sol et l'expose à la dégradation et à l'érosion (document 7). De nouvelles espèces assurant une couverture dense et continue ont été importées; toutes appartiennent au genre *Brachiaria*: *Brachiaria humidicola*, dominant actuellement, *B. mutica* adapté aux zones inondables, et depuis quelques années, *B. Brizantha* (document 8).

Lors des années qui suivent le défrichement, intervient la germination d'une grande partie de la banque de graines du sol issue de la forêt qui s'épuise ainsi. Les germinations observées par la suite sont dues à la « pluie de semences ». Le potentiel végétatif, formé de racines et de troncs d'arbres, s'exprime par des rejets qui sont coupés et brûlés régulièrement. Certains individus s'épuisent et disparaissent tandis que d'autres se maintiennent. Après dix ans d'utilisation, des rejets ligneux existent encore dans les pâturages, en particulier des lianes ligneuses du genre *Memora*

famille des Bignoniacées, et d'autres appartenant à la famille des légumineuses. La dynamique de la végétation, en relation avec celle du sol, est étudiée sur des transects (document 9).

L'extension généralisée, sur des dizaines de milliers d'hectares, d'une végétation à dominante monospécifique (par exemple de *Panicum maximum* durant les années 1970 et de *B. humidicola* pendant l'année 1980) modifie le spectre parasitaire. De nouvelles espèces d'insectes nuisibles sont ainsi apparues, tandis que d'autres, auparavant discrètes, ont proliféré, entraînant parfois l'abandon de la culture. C'est ainsi qu'une espèce d'insecte homoptère qui s'alimente de la sève des



8. Pâturage réimplanté en "*Brachiaria Brizantha*", graminée vigoureuse couvrant bien le sol, récemment introduite en Amazonie.



9. Matérialisation au sol d'un transect de 50 m² (1 x 50 m) dans un pâturage envahi par des adventices, pour l'étude de la dynamique du sol et de la couverture végétale.

végétaux, appelée au Brésil *cigarrinha*, a commencé à proliférer dans les pâturages d'Amazonie, s'attaquant, particulièrement lorsque le sol est gorgé d'eau, à *Panicum maximum* et à *Brachiaria humidicola*, et aussi à d'autres graminées cultivées, telles que le riz et le maïs, provoquant une dégradation des agrosystèmes de la région de Marabá. L'effet s'exerce non seulement sur le couvert végétal qui s'étiole et parfois meurt, mais aussi sur le sol qui, plus exposé au piétinement par le bétail et sous l'impact des fortes pluies, se détériore. Cette prolifération semble avoir été depuis limitée par l'introduction de nouvelles graminées moins sensibles à ces parasites. L'introduction récente de

Brachiaria brizantha et d'*Andropogon gayanus*, graminée très compétitive et vivace, modifiera sans doute encore le cours des choses. Il existe donc une interrelation étroite entre la nature du couvert végétal, le spectre parasitaire des insectes, le sol et l'environnement.

Les débris végétaux, issus de la végétation graminéenne, qui s'accumulent à la surface du sol, constituent localement et temporairement, une litière en décomposition, de couleur sombre, encore mal évaluée quantitativement. Celle-ci sert d'abri et de source de nourriture pour une grande variété d'invertébrés du sol.

Les racines sont particulièrement abondantes dans la partie superficielle du sol, de 0 à 20 cm de profondeur. La dynamique des biomasses racinaires y a été étudiée comparativement à celle de la forêt, au cours d'une année climatique, dans la zone Nord de Manaus (Luizão *et al.*, 1992). Les résultats montrent que, sous pâturage, en dépit d'une forte variabilité spatiale, le taux de renouvellement annuel (147 %) est plus élevé que sous forêt. La quantité de racines renouvelables annuellement qui atteint 8,9 tonnes de matière sèche par hectare et par an, constitue une source de matière organique importante pour le sol. Les recherches faites par Fisher *et al.* (1994) dans les savanes de Colombie (ou *llanos*) montrent le rôle important joué par des graminées à enracinement profond, d'origine africaine (en particulier *Andropogon gayanus*) susceptibles d'augmenter de 50 tonnes/ha, en quelques années, la quantité de carbone contenue dans le sol. Bien que les racines se développent en profondeur sous les pâturages, la plupart ne dépassent pas cependant deux mètres.

b. Les décomposeurs de la matière végétale

Les communautés d'invertébrés du sol sont très fortement modifiées par la déforestation, par l'installation et le maintien des cultures et des

pâturages et par les mises en jachère qui leur succèdent. Or les invertébrés et les micro-organismes qui leurs sont plus ou moins associés, jouent un rôle essentiel dans la décomposition de la matière végétale et l'évolution de la structure du sol (voir § 1.b. et Lavelle *et al.*, 1994).

L'étude en cours des biomasses et des densités de peuplement des principaux invertébrés dans les pâturages et jachères de la région Nord de Manaus (en relation avec l'EMBRAPA), montre des variations aussi fortes *et allant* dans le même sens que celles mesurées par Lavelle et Pashanasi (1989) à Yurimagua, en Amazonie péruvienne. La distribution des biomasses des principaux groupes d'invertébrés en fonction des modes de mise en valeur (forêt, pâturages, jachère, etc.) est représentée sur la figure 3. La taille des cercles indique la biomasse moyenne, exprimée en grammes par mètre carré, pour chaque utilisation mentionnée par des initiales.

Ces résultats montrent que les pâturages ont une biomasse de macrofaune près de trois fois plus forte que la forêt (159,2 grammes par mètre carré, correspondant à une charge de près de 1,6 tonne à l'hectare, supérieure au poids du bétail), mais une densité et une diversité de population beaucoup plus faible qu'en forêt, qui s'explique par le développement, largement dominant, d'une seule espèce de ver de terre, vivant et se nourrissant dans le sol (endogé) : *Pontoscolex corethrus*, qui représente 95 % de la biomasse. A la dominance d'une faune diversifiée, principalement consommatrice de litière et vivant dans des galeries et dans des nids sous forêt, se substitue, dans les sols sous pâturages, celle d'un ver qui se nourrit de matière organique du sol et de racines.

Ce changement de peuplement d'invertébrés semble avoir des conséquences importantes sur la structure des sols de pâturages et sur leur fertilité : l'espèce de ver de terre *P. corethrus*, produit en effet à la surface du sol de gros turrículos



10 et 11. Zones dénudées (photo 10) caractérisées par une croûte superficielle (photo 11) faite essentiellement de gros turrículos compacts de vers de terre (*Pontoscolex corethrus*), dans un pâturage de *Brachiaria humidicola* sur sol ferralitique argileux, de la région Nord de Manaus.

compacts, tandis que les termites, les fourmis, les vers anéciques qui amélioraient la porosité du sol sous forêt, en créant de nombreuses galeries et des nids, ont ici presque disparu. Les structures compactes observées en surface des pâturages (documents 10 et 11) résulteraient en partie de ce changement; elles limitent l'infiltration de l'eau et l'aération des horizons superficiels. Par ailleurs, Chapuis et Brossard (1995) constatent que l'ingestion, par le même ver de terre, augmente nettement la mobilité des ions phosphate dans un sol ferrallitique du Brésil central. Les observations permettent de constater que, là où une végétation arborée ligneuse se développe dans le pâturage ou au passage avec la jachère, la qualité des apports organiques se modifie et la faune du sol se diversifie: la biomasse de *P. corethrus* diminue, tandis que celle des groupes consommateurs de litière augmente (figure 3, p. 48). Aux mêmes endroits, se développe une structure finement agrégée à porosité plus grossière. Les résultats de ces premiers travaux montrent la nécessité de développer des recherches dans des situations différenciées pour mettre en évidence les interactions et expliquer les effets des mécanismes biologiques (dynamique des peuplements, rôle fonctionnel de la biodiversité), physiques (dynamique de l'agrégation et de la porosité) et chimiques (dynamique de la matière organique et du phosphore dans les systèmes où la distribution et la qualité des apports organiques varient). Dans la pratique, ces recherches devraient aboutir à la mise au point de méthodes de réhabilitation des zones dégradées par utilisation de la jachère et installation des systèmes agro-sylvo-pastoraux.

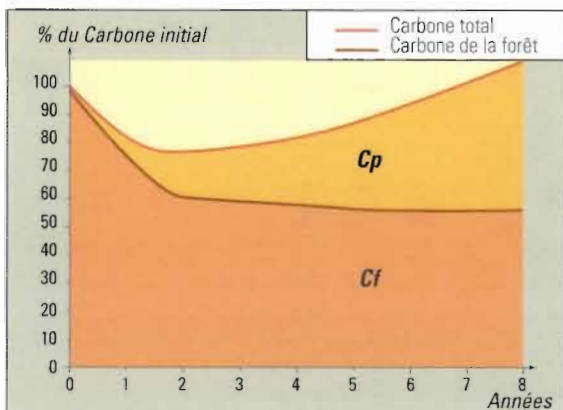
c. La matière organique du sol

Les problèmes qui se posent concernent à la fois les variations des stocks et celles de la qualité et du rôle des constituants organiques, au passage

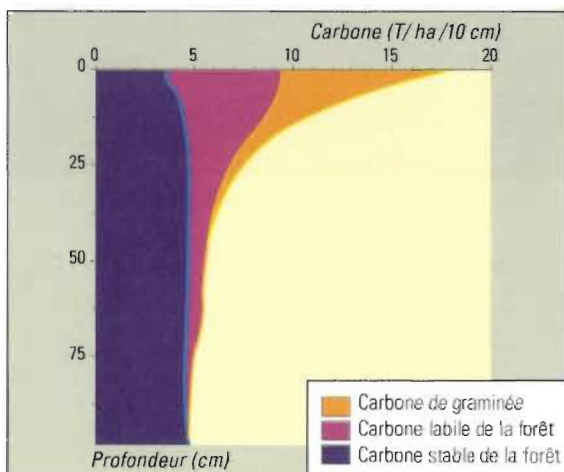
de la végétation de forêt à celle de prairie. Les méthodes de caractérisation utilisables doivent permettre de mettre en évidence le rôle des différentes fractions dans le maintien de la fertilité, en particulier leurs effets sur la structure du sol, sur la pénétration et la rétention de l'eau, et sur la fixation et la disponibilité des éléments nutritifs.

En général, après déforestation et brûlis, la quantité de résidus végétaux ligneux diminue à la surface du sol. Dans les mois qui suivent l'installation de pâturages, la perte de matière organique par minéralisation n'est pas compensée par l'apport de la litière de graminées. Dans les horizons superficiels du sol, la quantité de résidus grossiers est alors plus faible qu'avant l'installation du pâturage (Cerri *et al.*, 1992). Au cours des années suivantes, les travaux de Fisher *et al.* (1994) confirment que l'installation de graminées à enracinement profond d'origine africaine (en particulier *Andropogon gayanus*) peut augmenter nettement la teneur en carbone des horizons superficiels, et plus fortement celle des horizons compris entre 20 cm et 1 m de profondeur.

L'utilisation de traceurs isotopiques qui permet de distinguer et de quantifier la matière organique issue de la décomposition des résidus de la végétation forestière (plantes ayant un cycle photosynthétique de C_3 avec un $\delta^{13}C$ voisin de -29%) de celles introduites par l'humification des produits d'origine graminéenne (cycle photosynthétique en C_4 , avec un $\delta^{13}C$ de près de -13%) rend possible une étude plus fine de la dynamique de la matière organique. Les résultats obtenus par Cerri *et al.* (1992), présentés sur la figure 12, montrent clairement que la quantité de carbone du sol issue de la forêt (Cf) diminue après l'installation de pâturages rapidement au cours des deux premières années, puis beaucoup plus lentement ensuite. A l'inverse, la quantité de carbone du sol issue de la décomposition des



12. Variations du contenu en carbone du sol, exprimé en proportion (%) du carbone total contenu dans le sol sous forêt: Carbone total (Ct), Carbone issu de la forêt primaire (Cf), Carbone introduit par le pâturage (Cp) après deux et huit ans d'utilisation (selon Cerri *et al.*, 1992).



13. Distribution des formes stables et labiles du carbone issu de la forêt et du carbone introduit par la graminée dans le sol après huit années de pâturage (selon Desjardins *et al.*, 1994).

graminées fourragères (Cp), augmente avec le temps de culture, pouvant dépasser, dans le cas d'une gestion optimale (station expérimentale EMBRAPA), la teneur en carbone du sol sous forêt primaire.

Cet exemple n'est cependant pas généralisable et l'on a pu constater que l'évolution de la teneur

en carbone est très dépendante du mode de gestion du pâturage: des diminutions importantes des réserves, atteignant 40 % du carbone total contenu dans les 20 cm superficiels en une dizaine d'années, ont été mises en évidence dans des sols de *fazenda* par Marie (1990).

Combinant les méthodes de dosage du carbone, de fractionnement granulométrique, de traçage isotopique et de datation par le radiocarbone, Desjardins *et al.* (1993), ont étudié les modifications des fractions organiques au cours des dix années succédant à la déforestation et à la mise en pâturage (planté en *Pennisetum*) en Amazonie orientale (dans la station expérimentale de l'EMBRAPA, près de Capitão Poço, Desjardins, 1991). La figure 13 suggère qu'une part seulement du pool de carbone issu de la forêt a été dégradée; la proportion labile (peu stable) de cette fraction est de l'ordre de 50 % dans les vingt premiers centimètres. La matière organique provenant de la végétation de *Pennisetum* est surtout présente jusqu'à 30 cm de profondeur. L'introduction récente de graminées à enracinement profond (*Andropogon gayanus*) par les agriculteurs de la région de Marabá permettra de suivre, en se référant aux travaux de Fisher *et al.* (1994), l'effet de ce changement de végétation sur la quantité et sur la distribution des composés organiques dans le sol et ses conséquences sur la fertilité.

d. Modifications de la structure en relation avec la faune du sol et avec le couvert végétal

L'extrême sensibilité des sols ferralitiques d'Amazonie au compactage explique la dégradation rapide de leur structure lorsque la forêt laisse place au pâturage.

Le spectre de porosité de la figure 4-3 (p. 49), caractérisant la couche sub-superficielle sous pâturage de la région Nord de Manaus, montre



14. Tentative de régénération d'un pâturage envahi par les adventices par introduction d'une graminée africaine *Andropogon gayanus*. Photo prise au moment de l'installation des boutures.

que le volume des pores de taille supérieure à $0,1\mu\text{m}$ est très inférieur à celui mesuré sous forêt, et à peine plus élevé que celui des échantillons de sol compacté par la déforestation mécanique. Une telle dégradation de la structure du sol constitue un obstacle à l'infiltration de l'eau et à sa disponibilité pour les plantes, à la diffusion de l'oxygène et à la pénétration des racines des graminées.

Plusieurs causes expliquent le tassement du sol sous pâturage :

- sur les lieux de rassemblement et de circulation du troupeau, le *piétinement* exerce un effet évident de compactage, d'autant plus fort que le sol est humide et qu'il suffit alors d'une pression limitée pour produire le maximum de tassement (cf.

§ 3.A.b.) Des mesures porosimétriques montrent, à ces emplacements, une forte réduction de la porosité grossière ;

- hors de ces lieux exposés au piétinement, et même en l'absence de troupeau (dans des pâturages non utilisés) s'observe localement la formation d'une *croûte superficielle*, de couleur gris clair (documents 10 et 11), formée par la coalescence de gros turricules compacts de l'espèce de ver de terre *Pontoscolex corethrurus* (dont la biomasse peut dépasser 1t/ha sous ces pâturages, cf § 3.B.). Or, des essais expérimentaux d'élevage en laboratoire (Fontaine, 1994), montrent que la même espèce, ingérant un échantillon de sol de forêt relativement poreux, produit des turricules aussi compacts que ceux



15. Repousse de ligneux dans un pâturage abandonné à la jachère, en vue d'un contrôle des adventices et de la restauration du sol.

du sol déforesté mécaniquement (figure 4, (1) et (2)). Il semble donc que la porosité des horizons superficiels de ces sols argileux soit pour une grande part dépendante de l'activité biologique, et plus particulièrement de celle d'invertébrés à effet soit « compactant » (dans le cas étudié) soit « décompactant » (en présence d'une faune plus diversifiée, observée sous un couvert végétal comportant des ligneux).

e. Perturbation de la dynamique de l'eau

Le remplacement de la forêt par le pâturage perturbe fortement le fonctionnement hydrique du sol et modifie le climat local.

Pimentel da Silva *et al.* (1992) ont étudié comparativement l'évolution des réserves en eau dans

un sol ferrallitique argileux de la région du Nord de Manaus, sous forêt et sous pâturage. Leur étude fait d'abord apparaître que la variabilité spatiale de la quantité d'eau contenue par le sol est nettement plus grande sous pâturage que sous forêt, particulièrement après les épisodes pluvieux de saison sèche. Cette variabilité des réserves hydriques est le résultat d'une redistribution de l'eau des pluies par ruissellement, non décelée sous forêt.

Leur étude montre également que, pendant la saison humide, l'évolution temporelle des réserves d'eau du sol est globalement identique sous forêt et sous pâturage, mais que de fortes différences apparaissent en saison sèche, qui se manifestent surtout en dessous d'un mètre de

profondeur. Tandis que la forêt utilise l'eau disponible dans la partie profonde du sol, jusqu'à six à sept mètres de profondeur (cf. § 1.e.), le pâturage épuise l'eau disponible près de la surface mais n'exploite pas toute celle contenue en profondeur, même entre un et deux mètres. Alors que le stock d'eau utile diminue à ce niveau, la quantité d'eau évaporée par le pâturage reste d'abord constante (voisine de 3,5 mm/jour), avant de décroître abruptement quand les réserves disponibles sont épuisées. Ce « décrochage » intervient après quelques semaines sans pluie, alors que se stabilise le stock d'eau contenue en profondeur.

L'effet exercé sur le climat par la transformation de forêt en pâturage a fait également l'objet d'une étude par simulation, réalisée par Rocha et Nobre (1992). Ces auteurs constatent que la transformation de la forêt en pâturage modifie fortement les mouvements de convection de l'air et les précipitations qui leur sont liées.

f. Modifications affectant les stocks et la disponibilité des nutriments

Plus que la diminution des stocks, les modifications de la disponibilité et du cycle des éléments minéraux nutritifs semblent marquer le passage de la forêt au pâturage, puis l'évolution de celui-ci au cours de son exploitation et après abandon. Les travaux réalisés en Amazonie orientale, dans la région de Paragominas, par Buschbacher *et al.* (1988), sur treize pâturages abandonnés, montrent que la partie superficielle du sol de ces pâturages présente globalement, dans son ensemble, des concentrations en cations échangeables (potassium, calcium, magnésium), en phosphore et en azote assez comparables à celles de la forêt initiale. Cependant, sur une série de pâturages abandonnés depuis huit ans, on note qu'un appauvrissement est décelable, par comparaison avec la forêt, variable selon le mode d'exploita-

tion du pâturage : azote seul pour une utilisation légère, potassium, puis magnésium et peut-être calcium et phosphore quand on passe à une exploitation de plus en plus intensive.

Comme dans la forêt, les stocks de nutriments contenus dans le sol sont faibles au regard des quantités prélevées et conservées par les organismes vivants, et/ou libérées par leur décomposition. Les auteurs déduisent de leur étude que, plus que les quantités totales, celles qui sont effectivement disponibles pour les plantes, dépendantes des facteurs biologiques et physiques, varient selon les états de dégradation et de régénération des agrosystèmes.

g. Pâturages et pratiques de gestion

Si, après déforestation et implantation des graminées, le pâturage n'est pas entretenu et utilisé, il est envahi par une végétation ligneuse, d'autant plus rapidement que le potentiel végétatif reste important (cf. § 3.A.b.) : les graminées fourragères disparaissent alors devant le recrû forestier. Ainsi, la tendance à la disparition des plantes fourragères s'inscrit-elle dans la logique de fonctionnement du milieu forestier humide.

Les mécanismes d'expansion des plantes fourragères, basés sur la diffusion et la germination des semences, sur la propagation des stolons et sur le tallage, ne suffisent pas à enrayer cette évolution si l'homme et les animaux n'interviennent pas. L'agriculteur dispose, pour maintenir le couvert herbacé, de différentes pratiques : semis plus ou moins dense des graminées, plantation d'autres graminées (document 14), coupe et arrachage des adventices, brûlis de fin de saison sèche, jachère (document 15), re-semis, et surtout contrôle de la charge animale.

Les travaux en cours dans la région de Marabá (Topall *et al.* 1994) montrent que les graminées fourragères répondent fortement aux pratiques de gestion :

● le pâturage favorise l'expansion végétative et limite l'intensité des brûlis de fin de saison sèche, à l'origine de mortalité de talles et de faune du sol, de pertes en éléments nutritifs, et de la dénudation du sol avant le retour des pluies ;

● le surpâturage entraîne, surtout en saison des pluies, quand le sol est très humide et l'activité de photosynthèse élevée, des tassements superficiels et des déséquilibres entre l'offre et la demande en assimilats carbonés, cause de mortalités de talles, même dans le cas le plus favorable où l'offre du sol en éléments minéraux, eau et oxygène reste suffisante.

La végétation adventice répond également aux interventions. Ainsi, les brûlis trop souvent répétés au cours des années favorisent le développement d'espèces résistantes au feu, sans valeur fourragère. De même la fréquence des coupes favorise les espèces aptes au rejet de souches ou de racines. Enfin le pâturage ininterrompu favorise les espèces protégées du bétail par les épines des feuilles (solanacées), ou par des substances toxiques.

La dynamique de la végétation des pâturages est donc contrôlée par de multiples paramètres, dont certains des plus importants, non directement liés à la fertilité initiale du sol, dépendent davantage du savoir-faire acquis et des moyens d'action de l'agriculteur. Parmi ces derniers peut intervenir, à divers stades de l'exploitation, une fertilisation d'appoint destinée à compenser les pertes dues à l'exportation des produits et à l'intervention de brûlis. Ajoutons qu'une extension locale excessive des pâturages nuit souvent aux cultures sarclées, soit que leur végétation, disséminée par le vent, devienne adventice dans les champs voisins, soit encore que les infestations parasites qui s'y développent gagnent les cultures céréales proches.

L'expérience acquise par l'agriculteur, son insertion dans un contexte économique et socio-culturel favorable et surtout sa volonté d'assurer la gestion à long terme des ressources fourragères

pour l'alimentation des animaux (bovins, mais aussi equins, ovins et caprins), apparaissent ainsi comme les conditions indispensables du succès. Ceci conduit à penser qu'une part importante des dégradations et abandons de pâturages constatés par Veiga (1995) s'explique par des implantations faites dans des perspectives de valorisation à trop court terme (cf. § 3.B et Fearnside, 1993) inadaptées au milieu forestier amazonien.

Conclusion

Les recherches, commencées en Amazonie depuis une quinzaine d'années, en coopération avec la recherche brésilienne (ORSTOM-CNPq-INPA, en relation avec l'EMBRAPA), et plus spécialement orientées depuis 1993-94 sur les processus de dégradation, de régénération naturelle, et de réhabilitation par l'homme, avec la contribution financière du ministère des Affaires étrangères dans le cadre du Programme-pilote du G7, ont permis de mieux comprendre le fonctionnement du sol et de sa couverture végétale.

Les travaux réalisés montrent que le fonctionnement efficace des écosystèmes forestiers amazoniens est basé sur de nombreuses interactions et régulations qui interviennent entre les phases liquides et solides du sol, et les organismes vivants situés aussi bien au-dessus du sol, qu'à sa surface et dans sa masse. La dynamique des populations d'êtres vivants (y compris les plantes), alliée à leur diversité, apparaît comme l'acteur principal de la régénération interne permanente du système.

Les sols qui supportent la forêt ne sont ni voués à une dégradation inéluctable, ni robustes au point de supporter des techniques inadaptées. Au premier rang de leurs points faibles intervient leur fragilité structurale qui les rend vulnérables même aux faibles contraintes mécaniques, et aussi aux dysfonctionnements de la faune du sol, qui ont pour effet d'entraîner la diminution de la

macroporosité. Ce tassement provoque la réduction de l'infiltration de l'eau de pluie, de l'aération du sol, et de sa capacité à retenir l'eau utile pour les plantes. Seule une régénération permanente de la structure par une activité biologique importante et diversifiée, semble faire obstacle à cette dégradation.

L'élaboration et la mise en pratique de méthodes de gestion adaptées au milieu amazonien peuvent limiter la dégradation, l'abandon des terres et la déforestation, et permettre la réhabilitation des écosystèmes dégradés :

- un premier groupe de méthodes utilise, de façon discontinue, les processus de *régénération naturelle* du milieu forestier: par exemple, la mise en jachère arborée, après un temps de pâturage inférieur à la dizaine d'années, assure la restauration de la fertilité du sol et le contrôle des adventices;
- des méthodes de gestion plus durable sont applicables à des situations déjà bien contrôlées et connues: ainsi, dans certains pâturages, la suppression du feu et l'emploi de successions culturales adaptées assurent la *régénération continue* de la structure du sol et une évolution favorable de la dynamique de la matière organique (en éliminant l'effet négatif du feu);
- à un stade plus évolué, la *manipulation de systèmes agroforestiers*, à composante fourragère, comportant des espèces végétales utiles et diversifiées favorables à la reconstitution de la biomasse et à une faune du sol assurant les fonctions de

décomposition de la matière végétale et de restructuration du sol, ouvre de nouvelles perspectives.

Les recherches et les mises au point techniques portent plus précisément sur les interactions qui président au fonctionnement biologique, hydrologique, énergétique et nutritionnel des agrosystèmes. Un accent particulier est mis, dès à présent, sur les recherches associant les spécialistes de toutes les disciplines impliquées, à des paysans et à des forestiers, sur des sites communs. A partir de ces recherches et des études complémentaires qu'elles susciteront, la mise en pratique des résultats apparaît d'ores et déjà possible.

Les répercussions de la déforestation et de la mise en valeur sur l'aptitude des écosystèmes amazoniens à assurer la régulation des stocks et des flux d'énergie, d'eau, de carbone et d'éléments minéraux ont été soulignées. L'élaboration et le choix des méthodes de gestion doit prendre en compte cet aspect afin d'éviter les conséquences des déséquilibres graves qui résulteraient de techniques d'exploitation inadaptées: augmentation des écoulements superficiels et de l'érosion, déstockage du carbone sous forme de gaz carbonique (et ses conséquences sur « l'effet de serre »), perturbations de l'alimentation des nappes, changement du régime des rivières, des fleuves et du climat (à diverses échelles géographiques). Les connaissances en cours d'acquisition doivent permettre d'orienter les techniques agronomiques et forestières vers une mise en valeur conservatrice du massif forestier amazonien.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON J.M. ET INGRAM J.S.I (1993), *Tropical Soil Biology and Fertility : a handbook of methods* (2 edn), Wallingford, UK, CAB International.
- ARTAXO P., MAENHAUT W., STORMS H. ET GRIEKEN R.V. (1990), « Aerosols Characteristics and Sources for the Amazonian Basin during the wet season », *Journal of Geophysical Research*, vol. 95, n° 10, pp. 16961-16985.
- BAHRI S., GREAND F., GREAND P., GUILLAUMET J.-L ET LOURD M. (1991), « La várzea est-elle un don de l'Amazonie ? Les techniques traditionnelles de mise en valeur de la várzea face à la modernité », dans *Sahel, Nordeste Amazonie : politiques d'aménagement en milieux fragiles*, UNESCO-L'Harmattan.
- BUSCHBACHER R., UHL C. ET SERRÃO S. (1988), « Abandoned pastures in Eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation », *Journal of Ecology*, 76, pp. 682-699.
- CERRI C.C., MORAES J.F.L. ET VOLKOFF B. (1992), « Dinâmica do carbono orgânico em solos vinculados a pastagens da Amazonia brasileira », *Rev. INIA Inv. Agr.*, n° a, t. 1, pp. 95-102.
- CHAPUIS L., ET BROSSARD M. (1995), *Modifications et stabilité du phosphore échangeable d'un ferrallosol ingéré par un ver géophage*, C.R. Acad. Sci., Paris, t. 320, II, pp. 587-592.
- CHAUVEL A., GUILLAUMET ET SCHUBART H.O.R. (1987), « Importance et distribution des racines et des êtres vivants dans un "latossol" argileux sous forêt amazonienne », *Rev. Écol. Biol. Sol*, 24 (1), pp. 19-48.
- CHAUVEL A., GRIMALDI M. ET TESSIER D. (1991), « Changes in porespace distribution following deforestation and revegetation. An example from the Central Amazon Basin, Brazil », *Forest Ecology and Management*, 38, pp. 259-271.
- CHAUVEL A., VITAL A.R.T., LUCAS Y. DESJARDINS T., FRANKEN W.K., LUIZÃO F.J., ARAGUÁS L.A., ROZANSKI K. ET BEDMAR A.P. (1992), *O papel das raízes no ciclo hidrológico da floresta amazônica*, VII Cong. Br. de meteorologia, São Paulo, 28 sept.-2 oct., pp. 298-302.
- CHAUVEL A., GRIMALDI M., SARRAZIN M. (1995), « Soil evolution following human intervention in Central Amazon Basin, Brazil. Proceedings of an International workshop » *Management and rehabilitation of degraded lands and secondary forests in Amazonia*, Santarem, Pará, Brazil, 18-22 April 1993, pp. 201-204.
- COUTURIER G., KAHN F. (1994), *Insetos florestais e pragas potenciais dos cultivos na Amazonia*, *Contacto*, 6^e année, num. spec., Agosto, pp. 20-22.
- DESJARDINS T. (1991), *Variations de la distribution de la matière organique (carbone total et ¹³C) dans les sols ferrallitiques du Brésil. Modifications consécutives à la déforestation et à la mise en culture en Amazonie orientale*, thèse de Doctorat, université de Nancy I, 144 pages.
- DESJARDINS T., ANDREUX F., VOLKOFF B. ET CERRI C.C. (1994), « Organic carbon and ¹³C contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia », *Geoderma*, 61, pp. 103-118.
- FEARNSIDE P.M. (1983), « Development alternatives in the Brazilian Amazon: an ecological evaluation », *Interciencia*, vol. 8, n°2, pp. 65-78
- FEARNSIDE P.M. (1984), « Initial soil quality conditions on the transamazonian highway of Brazil and their simulation in models for estimating human carrying capacity », *Tropical Ecology*, vol. 25, n°1, pp. 1-21.
- FEARNSIDE P. M (1991), « Développement agricole et déforestation en Amazonie brésilienne », *Cah. Sci. hum.*, pp. 235-253.
- FEARNSIDE P. M. (1993), « Deforestation in Brazilian Amazonia: the effect of population and tenure », *Ambio*, 22, pp. 537-545
- FERRAZ J. (1995), « Rehabilitation of capoeiras, degraded pastures and mining sites », dans M. Clusener-Godt and I. Sachs (eds), *Brazilian Perspectives on Sustainable Development of the Amazon Region*, Man and Biosphere Series, vol. 15, UNESCO, Paris, pp. 149-156.

- FISHER M.J., RAO I.M., AYARZA M.A., LASCANO C.E., SANZ J.I., THOMAS R.J. ET VERA R.R. (1994), « Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas », *Nature*, vol. 371, pp. 236-237.
- FRITSCH J.-M. (1995), « Les effets hydrologiques du déboisement de la forêt amazonienne et d'utilisations alternatives du sol », dans *Grands bassins fluviaux périalantiques : Congo, Niger, Amazone*, Actes du Colloque PEGI-INSU-CNRS-ORSTOM. Paris, France, 22-24 nov. 1993, J.-C. Olivry et J. Boulègue (eds), ORSTOM Colloques et Séminaires, pp. 411-424.
- GRIMALDI M., SARRAZIN M., CHAUVEL A., LUIZÃO F., NUNES N., LOBATO RODRIGUEZ M. DE R., AMBLARD P. ET TESSIER D. (1993), « Effets de la déforestation et des cultures sur la structure des sols argileux d'Amazonie brésilienne », *Cahiers Agricultures*, 2, pp. 36-47.
- GUILLAUMET J.L. (1985), *Présentation : Connaissance du milieu amazonien*, Actes du Séminaire, 15 et 16 octobre 1985, Paris, Colloques et Séminaires ORSTOM, pp. 3-9.
- GUILLAUMET J.L. (1987), *Some structural and floristic aspects of the forest. Experientia* « The dynamics of the Amazonian terra-firma forest », vol. 43, n° 3, pp. 241-251.
- GUILLAUMET J.L., GRENAND P., BAHRI S., GRENAND F., LOURD M., DOS SANTOS A.A. ET GELY A (1990), « Les jardins vergers familiaux d'Amazonie centrale : un exemple d'utilisation de l'espace », *Turrialba*, vol. 40, n°1, pp. 63-81.
- JORDAN C.F. (1989), « An Amazonian rain forest : the structure and function of a nutrient stressed ecosystem and the impact of slash-and-burn agriculture », *Man and the biosphere series*, Mab UNESCO, vol. 2.
- KLINGE H., RODRIGUES W.A., BRUMIG E ET FITTKAU E.J. (1975), « Biomass and structure in a central amazonian rain forest », dans *Tropical Ecological System*, F.B. Gollen et E. Medina (eds.), pp. 115-122.
- LAVELLE P. ET PASHANASI B. (1989), « Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto) », *Pedobiologia*, 33, pp. 283-291.
- LAVELLE P., DANGERFIELD, M., FRAGOSO C., ESCHENBRENNER V., LOPEZ-HERNANDEZ D., PASHANASI B. ET BRUSSAARD L. (1994), « The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility », dans *Biological Management of Tropical Soil Fertility*, P.L. Wooster and M.J. Swift eds.
- LAVELLE P., LATTAUD C., TRIGO D. ET BARROIS (1995), *Mutualism and Biodiversity in Soils*, H.P. Collins, G.P. Robertson & M.J. Klug (eds). *The significance and regulation of soil biodiversity*, Kluwer Academic Publishers, pp. 23-33.
- LEOPOLDO P.R., FRANKEN W., SALATI E. ET RIBEIRO M.N. (1987), « Towards a water balance in the Central Amazonian region », *Experientia*, vol. 43, n°3, pp. 222-233.
- LEOPOLDO P.R. (1991), Introduction : « Amazonia : deforestation and possible effects », *Forest Ecology and Management*, 38, pp. 119-121.
- LEOPOLDO P.R., FRANKEN W., SALATI E. (1982), *Balanço hídrico de pequena bacia hidrográfica em floresta amazônica de terra firme*, Acta Amazônica, 12, 2, pp. 333-337.
- LESCURE J.P. (1993), *Extractivisme en Amazonie brésilienne*, rapport final du projet SOFT, multigrade, ministère de l'Environnement, 210 pages.
- LESCURE J.P. ET CASTRO A. DE (1992), « L'extractivisme en Amazonie centrale. Aperçu des aspects économiques et botaniques », *Bois et forêts des tropiques*, 231, pp. 35-51.
- LESCURE J.P., CASTRO A. DE, ET LOURD M. (1995), « Utilisations traditionnelles des écosystèmes forestiers amazoniens : leur place dans le développement durable », *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 1994, 80, n°8, pp. 57-72, Séance du 19 octobre 1994.
- LOURD M. (1993), « Os principais patógenos das plantas cultivadas na ilha do Careiro », *Amazoniana*, XII, pp. 565-576.
- LOURD M. ET ALVES M.L.B. (1992) « As doenças das plantas : ameaça para o desenvolvimento da agricultura da Amazonia ? Second Int. Symp. on Environmental studies of tropical forest », *Forest* 92, Rio de Janeiro, Brésil, 24-29 may 1992.
- LUCAS Y. (1989), *Systèmes pédologiques en Amazonie brésilienne : équilibres, déséquilibres et transformations*, thèse université de Poitiers, n°211, 157 pages.
- LUCAS Y., LUIZÃO F.J., CHAUVEL A., ROULLER J. ET NAHON D. (1993), « The relation between biological activity of the rain forest and mineral composition of soils », *Science*, vol. 260, pp. 521-523.
- LUIZÃO F.J. (1989), « Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian forest », *Geojournal*, (4), pp. 407-417.

- LUIZÃO F.J., SCHUBART H.O.R.** (1987), « Litter production and decomposition in a terra firme forest of Central Amazonia », *Experientia*, 43, pp. 259-265.
- LUIZÃO F.J., LUIZÃO R. ET CHAUVEL A.** (1992), « Premiers résultats sur la dynamique des biomasses racinaires et microbiennes dans un latosol d'Amazonie centrale (Brésil) sous forêt et sous pâturage », *Cah ORSTOM*, ser. Pédol., vol. XXVII, n°1, pp. 69-79.
- MARTINS P.F. DA S., CERRI C.C., VOLKOFF B., ANDREUX F. ET CHAUVEL A.** (1991), « Consequences of clearing and tillage on the soil of a natural amazonian ecosystem », *Forest Ecology and Management*, 38, pp. 273-282.
- MITJA D.** (1995), *Processos de reconstrução da vegetação dentro de capoeiras de floresta úmida e de savanas africanas (Gabão e Costa de Marfim)*, Anais : Workshop Internacional « Manejo e reabilitação de áreas degradadas e florestas secundárias na Amazonia », Santarem, 18-22 Abril 1993.
- MITJA D. ET PUIG H.** (1993), *Essartage, culture itinérante et reconstitution de la végétation dans les jachères de savane humide de Côte-d'Ivoire*, Coll. ORSTOM « Colloques et séminaires », pp. 377-392.
- NEPSTAD D., CARVALHO C.R. DE, DAVIDSON E.A., JIPP P.H., LEFEBVRE P.A., NEGREIROS G.H., DA SILVA E.D., STONE T.A., TRUMBORE S.E.** ET **VIEIRA S.** (1994), « The role of deep roots in the hydrological cycles of Amazonian forests and pastures », *Nature*, 372, pp. 666-669.
- NIMER E.** (1989), *Climatologia do Brasil*, Rio de Janeiro, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 421 pages.
- OLDEMAN R.A.A.** (1974), *L'architecture de la forêt guyanaise*, Mémoires ORSTOM, n°73, Paris, 204 pages.
- PICCOLO M. C., ANDREUX F., CERRI C.C.** (1994), « Hydrochemistry of soil solution collected with tension free lysimeters in native and cut-and-burned tropical rain forest in Central Amazonia », *Geochim.*, Brasil, 8 (1), pp. 51-63.
- PIMENTEL DA SILVA L., HODNETT M.G., ROCHA H.R. ET CRUZ R.** (1992), « A comparison of dry season soil water depletion beneath central amazonian pasture and rain forest », VII Cong. Br. de meteorologia, São Paulo, 28 sept.-2 oct., pp. 308-313.
- ROCHA H.R. ET NOBRE C.A.** (1992), « Calibration of the simple biosphere model (SIB) for an Amazonian ranchland pasture », VII. Cong. Br. de meteorologia, São Paulo, 28 sept.-2 oct., pp. 354-358.
- ROSANSKI K., ARAGUAS-ARAGUAS L., BEDMAR A.P., FRANKEN W., TANCREDI A.C. ET VITAL A.R.T.** (1991), « Water movement in the Amazon soil traced by means of hydrogen isotopes », dans *Proc. Intern. Symp. on use of stable isotopes in plant nutrition*, Soil Fertility and Environmental Studies IAEA, Viena.
- SCHUBART H.O.R., FRANKEN W. ET LUIZÃO F.J.** (1984), « Uma floresta sobre solos pobres », *Ciência Hoje*, 2/10, pp. 26-32.
- STARK N.M. ET JORDAN C.F.** (1978), « Nutrient retention by the root mat of an amazonian rain forest », *Ecology*, 59 (3), pp. 434-437.
- TOPALL O., VEIGA J.B., TOUTAIN B., MITJA D., CHAUVEL A. ET DESJARDINS T.** (1994), *Gestion durable des pâturages d'Amazonie brésilienne. Relation entre systèmes de production et écosystèmes forestiers*, Actes du Séminaire recherche-système en Agriculture Montpellier, nov. 1994.
- UHL C., NEPSTAD D.C., VIEIRA I. ET CARDOSO DA S. J.M.** (1991), « Restauração da floresta em pastagem degradadas », *Ciência Hoje*, 13, n°76, pp. 22-31.
- VAN LEEUWEN J., COSTA F. C. T., CATIQUE A., PEREIRA M.M., VAN DE WOUDE M., HEMMES C.L., GOMES J.B.M. ET VIANA FILHO P.** (1995), « Agroforestry technology development with farmers in Central Amazonia, proceedings of an International workshop » *Management and rehabilitation of degraded lands and secondary forests in Amazonia*, Santarem, Pará, Brazil, 18-22 April 1993.
- VEIGA J.B. DA** (1995), *Reabilitação de pastagens degradadas*, Ana's Symposio Internacional « Manejo e reabilitação de áreas degradadas e florestas secundárias na Amazonia », Santarem, 18-22 Abril 1993, pp. 191-200.
- VOLKOFF B., POLO A. ET CERRI C.C.** (1988), « Caractérisation biochimique des acides humiques des sols tropicaux du Brésil. Distinction fondamentale entre les sols équatoriaux et les sols des régions à climat tropical contrasté », *C.R. Acad. Sci. Paris*, t. 307, Série II, p. 95-100.

RÉSUMÉ

Le constat d'une modification rapide des paysages forestiers amazoniens, depuis les années 1970, conduit à envisager les conséquences écologiques de cette évolution. Le fonctionnement complexe de l'écosystème dépend des interactions entre les organismes vivants (flore, faune et micro-organismes) et les phases liquides, solides et gazeuses de l'atmosphère et du sol. L'intervention de l'homme, commencée par la collecte des produits naturels et par l'exploitation du bois, se poursuit par le défrichement, le feu et la mise en culture ou en pâturage. Les conséquences de ces interventions sur le fonctionnement du système et sur le maintien de la production sont examinées dans la perspective d'une adaptation des méthodes de gestion à la spécificité du milieu amazonien.

A verificação de uma vertiginosa modificação da floresta amazônica, a partir dos anos 70, incitou a preocupação de examinar-se as consequências ecológicas desta evolução. Sabe-se que o funcionamento complexo do eco-sistema depende das interações entre os organismos vivos (flora, fauna e micro-organismos) e as fases líquidas, sólidas e gasosas da atmosfera e do solo. A intervenção do homem começada pela coleta de produtos naturais e pela exploração de madeiras, continua agravando-se pela utilização do fogo para o preparo do terreno, quer seja para plantação, ou para pastagens. As consequências destas intervenções sobre o funcionamento do sistema e sobre a defesa da produção, são examinados dentro da perspectiva de uma utilização dos métodos de gestão adaptados à especificidade do meio ambiente amazônico.

Since the 1970s, rapid changes in the Amazonian forest have been noticed, and have led to speculation as to their ecological consequences. The working of the ecosystem depends on a complex interaction between living organisms (flora, fauna and micro-organisms) and the liquids, solids and gases of the atmosphere and the earth. Humans have intervened in this process, first by collecting natural produce and cutting wood, then by deforestation, fire and turning the land over to crops or pasture. The effects of such action on the ecosystem and on levels of production are examined with a view to developing a system of control specific to the Amazon.

LES AUTEURS

- **ARMAND CHAUVEL** est pédologue, directeur de recherches ORSTOM, affecté à l'Institut national de recherches amazoniennes (INPA, Manaus) de 1987 à 1992. Animateur français des recherches sur les processus de dégradation, de régénération et de réhabilitation des sols en milieu amazonien, dans le cadre de la participation française au Programme-pilote du G7 de conservation de la forêt, il est chercheur au Laboratoire d'écologie des sols tropicaux du Centre ORSTOM, Bondy, France.
- **EDILCIO MARQUÊS BARBOSA**, formé en gestion forestière (maîtrise INPA-FUA, Manaus). Thèse de doctorat en botanique à l'UEP (São Paulo). Depuis 1984, chercheur à l'INPA, travaille sur la régénération du palmier *Orbignya phalerata Martius* dans les pâturages d'Amazonie.
- **ÉRIC BLANCHARD**, DEA et doctorat d'Écologie à l'université de Rennes I. Après deux années de recherches à l'Institut français de Pondichéry (Inde) consacrées à « l'impact des pratiques agricoles sur les peuplements d'invertébrés du sol et sur leur activité », poursuit, depuis 1993, ses recherches à l'ORSTOM dans la zone Caraïbes-Amazone.
- **MICHEL GRIMALDI**, agronome, DEA et doctorat de l'ENSAR–Université de Rennes I. Chercheur ORSTOM. Étudie les conséquences des pratiques culturales sur les propriétés physiques du sol.
- **JOÃO FERRAZ**, formé en biologie à l'université de São Paulo. Spécialisé en Écologie végétale à l'Institut de botanique de l'université de Freiburg (Allemagne), où il présente une thèse de doctorat. Depuis 1986, chercheur au Département de sylviculture de l'INPA (Manaus). Animateur brésilien du groupe de recherche INPA-ORSTOM. Étudie les problèmes de nutrition minérale des plantes.
- **PAULO DA SILVA MARTINS**, agronome, docteur (École supérieure d'Agronomie « Luiz de Queiroz », São Paulo). Professeur à l'université fédérale de Belém.
- **OLIVIER TOPALL**, agronome et biologiste (ENSAR et Paris VII), thèse d'Agronomie en cours (INA-PG). Membre, depuis 1991, de l'équipe recherche-développement du LASAT. Professeur-visitant du centre d'agriculture-élevage de l'université de Belém. Recherches sur l'agro-écologie des pâturages amazoniens.
- **ELEUSA BARROS**, biologiste, « mestrado » d'écologie du sol à l'université fédérale de Rio de Janeiro. Depuis 1995 en doctorat d'Écologie à l'université de Paris VI. Laboratoire d'écologie des sols tropicaux (ORSTOM-Paris VI) et INPA, Manaus.
- **THIÉRRY DESJARDINS**, doctorat au Centre de pédologie biologique (CNRS) et à l'université de Nancy I. Affecté par l'ORSTOM à l'INPA (Manaus) en 1992, il étudie les « changements dans les chaînes de décomposeurs de la matière organique dûs à la mise en valeur des sols forestiers d'Amazonie ».
- **NIWTON LEAL FILHO**, formé en sciences forestières à l'université de Viçosa (Minas Gerais). Actuellement en doctorat à Campinas. Chercheur à l'INPA, il étudie des « banques de semences », dans les parcelles cultivées par des petits producteurs amazoniens.
- **IRES PAULA DE ANDRADE MIRANDA**, biologiste, « mestrado » de botanique et doctorat INPA-FUA (Manaus). Chercheuse à l'INPA depuis 1980, elle étudie la végétation des fragments forestiers présents chez les petits producteurs amazoniens.
- **MAX SARRASIN**, technicien de classe exceptionnelle à l'ORSTOM. Assure l'installation et le bon fonctionnement des dispositifs de mesure et d'analyse, sur le terrain comme au laboratoire de l'INPA, Manaus.
- **DANIÈLE MITJA**, biologiste, université de Perpignan et de Toulouse. Docteur en Biologie végétale tropicale de l'université de Paris VI. Depuis 1991, chercheur à l'ORSTOM-INPA. Étudie les processus de dégradation-reconstitution de la végétation.

Chauvel Armand, Marquès Barbosa E., Blanchart Eric,
Grimaldi Michel, Ferraz J., Martins P. da Silva, Topall O.,
Barros O., Desjardins Thierry, Filho N. L., Miranda I.P.
de Andrade, Sarrasin Max, Mitja Danielle (1997)

Mise en valeur de la forêt et modifications écologiques.
In : Théry H. (ed.). *Environnement et développement en
Amazonie brésilienne*. Paris : Belin, p. 42-75

ISBN 2-7011-1532-9.