


# [vertigo]

La revue électronique en sciences de l'environnement  
[www.vertigo.uqam.ca](http://www.vertigo.uqam.ca)



## Dossier – L'aménagement forestier : Les enjeux sociaux, économiques et environnementaux

**Avec en plus des textes sur :**

- Les savoirs locaux
- La charte de l'environnement française
- Les technologies propres

Volume 6, numéro 2, septembre 2005



## TABLES DES MATIÈRES

- **Savoir environnemental local et scientifique : entre la révolution, la gouvernance nationale et le développement durable à Cuba** - Sabrina Doyon
- **Exploitation traditionnelle des végétaux spontanés en régions sahélienne du Burkina Faso** - S. Ganaba, J. M. Ouadba et O. Bognounous
- **La Charte française de l'environnement: quelle efficacité ?** - D. Bourg
- **Ambiguïté entre technologies propres et meilleures techniques disponibles** - V. Laforest et R. Berthéas

### Dossier

#### L'aménagement forestier : Les enjeux sociaux, économiques et environnementaux

- **Doit-on remettre en question notre façon d'aménager la forêt boréale canadienne ?** - Y. Bergeron et H. Le Goff
- **L'importance de la forêt résiduelle pour conserver les communautés fauniques dans des paysages boréaux perturbés par la coupe forestière** - J. Ferron et M.-H. St-Laurent
- **Les oiseaux forestiers montrent-ils la même sensibilité à l'exploitation forestière aux échelles du peuplement et du paysage?** - M.A. Villard et J.-S. Guénette
- **Approches de gestion durable et démocratique des forêts dans le monde** - P. Gareau,
- **La modélisation : un outil pour la gestion et l'aménagement en forêt** - F. Goreaud, F. de Coligny, B. Courbaud, JF. Dhôte, Ph. Dreyfus, T. Pérot
- **Conservation et restauration de la forêt tropicale du Panama : enjeux et pistes de solutions** - S. B. Gauthier et P. Côté
- **Penser la forêt : aux racines du non-aménagement des forêts uruguayennes** - P. Gautreau,
- **Aménagement forestier et participation : quelles leçons tirer des forêts communales du Cameroun ?** - M. Poissonnet et G. Lescuyer
- **La forêt plurielle : nouveau mode de gestion et d'utilisation de la forêt, le cas de la Forêt de l'Aigle** - G. Chiasson, J. L. Boucher, M. Thibault
- **Impact des aménagements de conservation des eaux et des sols sur la régénération des ressources ligneuses en zone sahélienne et nord soudanienne du Burkina Faso** - S. Ganaba
- **Régénération naturelle à faible coût dans le cadre de l'aménagement forestier en zones tropicales sèches en Afrique** - R. Bellefontaine
- **Les routes forestières au Québec: Les impacts environnementaux, sociaux et économiques** - L. Bourgeois D. Kneeshaw et G. Boisseau
- **La problématique de l'utilisation des herbicides en foresterie: le cas du Québec** - J. Fortier, C. Messier et L. Coll,

Les articles n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement la position de la revue VertigO, de son comité de rédaction, de son comité scientifique ou de ses partenaires.

La revue VertigO est appuyée financièrement par La faculté des sciences de l'Université du Québec à Montréal et l'Institut des sciences de l'environnement-UQÀM.



UQÀM

### Équipe de rédaction

#### Directeur de la publication

#### Rédacteur en Chef

Éric Duchemin, Ph.D

#### Rédactrice-adjointe

Sophie Hamel-Dufour, MSc

#### Comité scientifique

C. Beaudry, Université de Sherbrooke, Canada  
P. Côté, Université du Québec à Rimouski, Canada  
P. Crabbé, Université d'Ottawa, Canada  
L. Guay, Université Laval, Canada  
P. Houenou, Université d'Abobo-Adjamé, Côte d'Ivoire,  
A. Kettab, Ecole Nationale Polytechnique d'Alger  
S. Lepage, Environnement Canada, la Biosphère, Canada  
M. Lucotte, Université du Québec à Montréal, Canada  
Lise Parent, Télé-Université, Canada  
M. Richard, Régie Régionale de la Santé, Canada  
M.P. Sassine, Régie régionale de la Santé, Canada  
Olivier Thomas, Université de Sherbrooke, Canada  
J.G. Vaillancourt, Université de Montréal, Canada  
B. Zuindeau, Université de Lille-1, France.

#### Comité de rédaction

Steve Déry, PhD  
Louise Vandelac, PhD  
Mathias De Kouassi, PhD  
Sebastian Weissenberger, MSc.

#### Concepteur WEB

P. Cayer

#### Pour rejoindre la rédaction

VertigO, 2669 Knox  
Montréal (Québec), H3K 1R3, Canada  
courriel: [vertigoweb@sympatico.ca](mailto:vertigoweb@sympatico.ca)  
Internet: <http://www.vertigo.uqam.ca>

© Les Éditions en Environnement -VertigO

Dépôt à la Bibliothèque Nationale du Canada  
ISSN - 1492 - 8442

Photo de la page couverture/2<sup>e</sup> page : Eric Duchemin et Robert Davidson

## TABLES DES MATIÈRES (SUITE)

- **Évaluation des impacts socio-économiques : cas d'unité forestière d'aménagement de la compagnie forestière Leroy-Gabon** - C. Mengue Medou et J.-P. Waaub,
- **Parcs agroforestiers sahéliens : de la conservation à l'aménagement** - G. Smektala, R. Peltier, N. Sibelet, M. Leroy, R. Manlay, C. F. Njiti, M. Ntoupka, A. Njiemoun, O. Palou, Tapsou,
- **Forêt identitaire, forêt partagée : Trajectoire d'une recherche participative chez les Anicinapek de Kitcisakik (Québec, Canada)** – M. Saint-Arnaud, L. Sauvé et D. Kneeshaw,
- **L'aménagement forestier en France : a la recherche d'une gestion durable à travers l'histoire** - Benoît Boutefeu

**J'ai lu :** *Écologie comportementale ; Un focus : la santé*

*Une approche écosystémique; La vie n'est pas une marchandise. Les dérives des droits de propriété intellectuelle; L'état de la planète 2005 – Redéfinir la sécurité mondiale*

# SAVOIR ENVIRONNEMENTAL LOCAL ET SCIENTIFIQUE : entre la révolution, la gouvernance nationale et le développement durable à Cuba

Sabrina Doyon, Prof. Département d'anthropologie, Université Laval, Québec, Canada, G1K 7P4,  
courriel : [sabrina.doyon@ant.ulaval.ca](mailto:sabrina.doyon@ant.ulaval.ca)

---

**Résumé :** Cet article examine le processus par lequel, à Cuba, les communautés côtières ont délaissé puis se sont réapproprié leur savoir environnemental local. En effet, le système étatique cubain, supporté par les valeurs de la révolution, a poussé la population à mettre un terme à leurs pratiques de subsistance. Toutefois, avec la crise économique des années 1990, la population a dû retrouver et réinventer un savoir local afin de pouvoir exploiter les ressources naturelles et assurer leur survie. Dans la communauté de Las Canas, ce processus fut jumelé à un projet de développement durable des ressources côtières. Toutefois, les savoirs scientifiques environnementaux n'ont pas entièrement transformé les pratiques et les discours de la population locale par rapport à l'environnement. Cet article analyse la manière dont les savoirs scientifiques sont plutôt réinterprétés et appropriés localement par les habitants de la Las Canas et les implications de cette dynamique.

**Mots clés :** savoir local, savoir scientifique, Cuba, écologie politique, développement durable,

**Abstract:** This article shows how in Cuba people have for a while considerably minimized the importance of their local environmental knowledge and afterwards reemphasized it. Indeed, after the Revolution, the state sought to promote proletarian values and encouraged the people to put an end to their subsistence activities. However, with the advent of the economic crisis of the 1990s, the population had to rediscover and re-invent a local knowledge in order to exploit its natural resources and survive. In the Las Canas community, this process took place in parallel with a sustainable development project promoted by a regional university. But the scientific discourses of the promoters did not succeed in convincing the local population to modify its relations to environment. This article underlines how scientific knowledge was rather re-appropriated and re-interpreted by the later and discusses the consequences of this situation upon the local economy.

**Key-words:** local knowledge, scientific knowledge, Cuba, Political Ecology, sustainable development.

---

Cuba s'inscrit depuis une décennie dans la mouvance du développement durable et des projets de gestion intégrée des ressources naturelles. Le gouvernement s'identifie maintenant comme un leader dans le domaine. Sur la base des nouvelles tendances en gestion et protection environnementale, le CITMA (Ministère des sciences, des technologies et de l'environnement) fut crée en 1994. Dans cette perspective, Cuba a été l'hôte en 1998 d'une conférence internationale sur la gestion communautaire des ressources côtières, supportée financièrement, entre autres, par l'ACDI. Un programme interdisciplinaire de Master's en gestion intégrée des zones côtières (Université de la Havane, Cienfuegos, Santiago) fut aussi mis en place avec l'aide d'universités canadiennes (Dalhousie, St-Mary's). Cuba est enfin membre du programme de l'Évaluation de la mer des Caraïbes du Millénaire, promu par la FAO en 2000. L'île compte six réserves de la biosphère de l'UNESCO et différentes aires protégées.

Malgré ces mesures, la dégradation environnementale est importante à Cuba. Elle est causée par différents facteurs, datant de la période de la colonisation. Cette dégradation est jumelée à la crise économique qui secoue le pays depuis plus de 10 ans, et qui maintient la population dans une pauvreté

importante. La dégradation de l'environnement est aussi causée par les politiques de l'État et ses modes de gouvernance, qui favorisent davantage des modèles de gestion hiérarchiques, où les processus de décisions demeurent contrôlés par les gouvernants et où la population n'a que peu d'autonomie et de marge de manoeuvre par rapport à ses actions environnementales. Dans ce contexte, le savoir local des populations a été peu sollicité et valorisé depuis la révolution, malgré les récents programmes de gestion intégrée. Ce savoir local a plutôt été mis de côté au profit du savoir scientifique et de progrès technologiques, provenant entre autres des pays d'Europe de l'est.

Nous verrons dans ce qui suit comment à Cuba ces mesures s'inscrivent depuis le début de la révolution dans une logique de gouvernance particulière, et comment elles ont marqué l'exploitation et la gestion des ressources naturelles. Cette perspective mettra en lumière dans un deuxième temps comment les savoirs scientifiques et les dynamiques locales s'articulent concrètement dans la communauté côtière de Las Canas.

## Gouvernance « révolutionnaire », environnement et savoir local

### *Le processus révolutionnaire et l'environnement*

La dynamique de la gestion des ressources naturelles à Cuba s'inscrit dans un schéma de développement qui remonte à son époque coloniale et pré-révolutionnaire. En effet, Cuba porte encore aujourd'hui les traces d'un passé ayant marqué le pays, son économie et son développement social : le système agraire colonial. Ce dernier se fonde sur la monoculture de canne à sucre, destinée à l'exportation, et s'est développé à l'aide d'un système esclavagiste<sup>1</sup>. Cette situation a, entre autres, contribué à l'enclenchement du processus de la destruction des forêts et de la biodiversité de l'île. Dans ce système, les colonisateurs étaient les propriétaires terriens et les détenteurs de la richesse, alors que la vaste majorité de la population, travaillant comme salarié saisonnier dans les champs, était réduite à une extrême pauvreté (Skidmore 1997).

Du point de vue environnemental, la période de la colonisation (1492-1898) et de l'indépendance (1898-1958) enclencha la destruction massive des ressources naturelles de l'île. Les forêts furent presque totalement rasées<sup>2</sup> afin d'introduire les fermes de production intensive de canne à sucre. Un type d'agriculture moderne utilisant des machineries lourdes, des insecticides et des fertilisants fut lancé; des techniques d'irrigation, appauvrissant les sols, furent implantées. De plus, les déchets produits par les raffineries de sucre commencèrent à contaminer les rivières et les côtes de Cuba. Parallèlement à ces développements, une agriculture de subsistance aux faibles moyens de production, et relativement peu dommageable pour l'environnement, était toujours pratiquée par de nombreux petits paysans. Ces derniers demeurèrent toutefois en grande majorité à la solde des grands propriétaires terriens, une situation ayant marqué le développement social et économique de la région de Las Canas comme nous le verrons plus loin.

C'est dans ce contexte que s'implanta la révolution de 1959 qui renversa le gouvernement corrompu de Batista et qui mis en place le nouveau régime révolutionnaire tenu depuis par Fidel Castro. Ce nouveau gouvernement mit en place nombre de mesures afin de rétablir l'égalité sociale et économique dans le pays. La nationalisation des entreprises, industries et des commerces représenta une première étape de ce processus. Parallèlement à la nationalisation, Cuba enclencha la collectivisation, « the process including nationalization or expropriation of private farms and the creation of large-scale cooperative and state farms » (Pryor 1992, 7), des terres agricoles

<sup>1</sup> On estime que jusqu'en 1886, date de l'abolition de l'esclavage à Cuba, entre 1 et 1.2 millions d'esclaves furent déportés d'Afrique vers Cuba (Languépin 1999, 13).

<sup>2</sup> En 1492, 72% du territoire était recouvert de forêts alors qu'en 1959 seulement que 14% des terres cubaines étaient encore boisées (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000, 141; Sáez 1997).

du pays ce qui a eu d'importantes conséquences sur le plan de l'environnement. La collectivisation, vue comme le chemin menant au plus haut degré de socialisme, se justifia entre autres par des intérêts de gestion, cadrant avec une économie centralisée permettant des économies d'échelle. La collectivisation se légitima aussi au point de vue idéologique, car elle devait ainsi assurer la loyauté des paysans au régime (Sáez 1997; Wunderlich 1995).

La première loi de la réforme agraire de mai 1959 permit la confiscation des terres de plus de 30 *caballeras*, soit environ 400 ha, à l'exception de quelques raffineries de sucre, plantations de riz et fermes bovines dont la production était supérieure à la moyenne du pays. Ces terres devaient être redistribuées aux paysans, mais elles furent plutôt organisées en coopératives de production contrôlées par l'État, semblables aux kolkhozes soviétiques, pour finalement être transformées en fermes d'État. En continuité avec ce processus, les grandes et moyennes fermes furent nationalisées en 1962 et la deuxième loi de réforme agraire de 1963 nationalisa le reste des propriétés privées et toutes les propriétés de plus de 67 ha; « as a result of these two laws, 70% of Cuba's agricultural sector ended up in state hands » (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000, 89), une proportion qui atteignit 92% en 1989 (Pryor 1992), soit 80% des terres arables (COMANRA 1992; Sáez 1997; Zimbalist & Brundenius 1989). Les pratiques d'agriculture modernes adoptées par le gouvernement révolutionnaire, et particulièrement la collectivisation des terres, jumelée à une idéologie conquérante par rapport à l'environnement, considéré comme un objet à domestiquer, poursuivirent la détérioration environnementale enclenchée dans les années 1950.

### *Le discours de l'État et l'environnement*

Bien que le gouvernement cubain aux débuts de la révolution ne possédait pas d'agenda politique concernant l'environnement, l'idéologie marxiste-léniniste proposait une vision de ce que devaient être les relations entre l'humain et l'environnement dans les sociétés communistes, ce que Cuba reprit à son compte. En effet, « [e]nvironmental deterioration was not supposed to occur under socialism » (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000, 1) et seuls les pays capitalistes pouvaient mettre en danger leur environnement en raison des principes fondateurs de leur organisation sociale, favorisant l'accumulation rapide de capital et de biens dans une logique de profit personnel au détriment du bien-être de la collectivité et des ressources naturelles qu'elle utilise. Les sociétés socialistes et communistes devaient, au contraire, être protégées de la destruction environnementale car les citoyens vivraient en harmonie entre eux et avec l'environnement dans une société sans classe où ils cherchent le bien commun général et non pas leur intérêt personnel. Le collectivisme promu par la population, doublé par son haut sens moral, devait l'empêcher de surexploiter ou de détruire les ressources naturelles de son pays (Alvarez 1992; Castro 1992; González 1992; Díaz-Briquets & Pérez-López 2000). L'homme nouveau du « Ché » favoriserait l'adoption d'une attitude

positive face à l'environnement, dépourvue de sens de profit personnel et d'accumulation, qui permettrait à l'environnement de se développer par son utilisation durable, efficace et profitable, ainsi que d'être judicieusement modifié afin de mieux servir la société (Nuñez Jiménez 1972).

Toutefois, cette perspective s'est révélée être une autre utopie du communisme, et la situation environnementale de Cuba, comme celle prévalant dans le reste des pays du bloc de l'Est sur qui Cuba s'est grandement inspiré pour son développement, s'est révélée au mieux désastreuse, au pire catastrophique (Dunleavy & Penenberg 1993; Feshback & Friendly 1992; Wotzkow 1998). En effet, l'attitude de Cuba face à l'environnement en est une de conquérante, considérant la nature comme devant être complètement et totalement maîtrisée par l'homme afin que toutes les ressources qu'elle puisse fournir profitent à la population et au développement du pays, sans égard pour les conséquences à court ou long terme (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000). Ainsi, bien que Castro ait affirmé que la nature devait servir l'homme (1972, 71), en soulignant entre autres qu'aucun fleuve et rivière ne serait laissé sans barrage, qu'aucune goutte de pluie n'atteindrait jamais la mer, et que tous les centimètres de la terre cubaine seraient cultivés, le chef commence aujourd'hui à reconnaître certains problèmes affectant l'environnement du pays. En effet, Castro aborda cette question pour une des premières fois au Sommet de Rio et note, entre autres, que Cuba souffre de différents problèmes de dégradation environnementale tels que la pollution des baies, l'érosion et la dégradation des sols, la pollution des eaux de surface par les déchets des industries minières et sucrières, l'érosion des plages et des zones côtières, et la salinisation des terres. Cet « aveu » a d'ailleurs permis la mise en place de différents projets de conservation. Malgré cette ouverture, la logique conquérante de Cuba face à l'environnement ainsi que sa manière de gouverner ne favorisent pas les actions locales et le développement de pratiques communautaires environnementales, d'où peut émerger le savoir local.

#### *Pratiques environnementales et la révolution : l'exclusion des populations locales*

Les politiques de développement ont contribué à la création de systèmes de production particuliers, relatifs entre autres à l'agriculture, aux forêts et aux ressources aqueuses. Ces politiques s'inspirent directement du modèle soviétique, et ont eu des conséquences sur l'environnement, ainsi que sur les populations locales, dont la survie dépend dans plusieurs cas des ressources naturelles (Doyon 2003). Bien que Cuba soit considéré comme un pays en développement, son mode de gestion et d'exploitation des ressources diffère grandement des autres pays affublés du même statut. En effet, les facteurs expliquant traditionnellement la dégradation de l'environnement et les mauvaises pratiques de gestion dans les pays du tiers-monde, tels que la pauvreté, la croissance exponentielle de la population et l'accès inégalitaire aux ressources, s'appliquent difficilement dans le cas de Cuba en raison des contributions de

la révolution sur les plans social et économique. Ainsi, « [a]bsent several of the foremost determinants of environmental decline in rural areas of developing countries, the only remaining explanation for environmental deterioration is agricultural intensification and in particular the capital-intensive practices associated with the socialist agricultural development model that incorporated most elements of the green revolution » (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000, 5). De plus, sur le plan technique, le développement de Cuba peut même être comparé à celui de nombreux pays capitalistes industrialisés, entre autres par l'usage commun qu'ils ont fait de la mécanisation des pratiques de gestion des ressources naturelles ainsi que de l'utilisation intensive de produits chimiques et de l'irrigation dans leurs pratiques agricoles.

L'exploitation des ressources naturelles à Cuba s'insère dans les politiques de développement national et la structure institutionnelle du pays, contribuant à expliquer la dégradation environnementale de l'île. Le premier élément qui entre en jeu dans cette dynamique a trait à la centralisation de l'organisation du pays. En effet, ce type de gestion administrative fait d'abord en sorte que l'argent alloué à la conservation et la protection de l'environnement soit distribué aux autorités selon le principe de «branche» (Díaz-Briquets & Pérez-López 1998) à travers la hiérarchie des ministères, plutôt que dans les régions où les besoins sont pressants et où les ressources seraient les plus utiles. De même, le processus décisionnel centralisé contribue à nier les conditions particulières et les besoins de certains secteurs ou régions du pays. Les décisions prises sont appliquées aux autres niveaux de gouvernement (provinciaux, régionaux, municipaux), qui agissent comme courroie de transmission et n'ayant pas de vision compréhensive de la société, de l'économie et de l'environnement. De plus, tout comme l'État cubain fonde plusieurs de ses décisions sur des considérations politiques et économiques qu'il appuie sur l'idéologie marxiste-léniniste, il en va de même en ce qui concerne l'environnement. La théorie marxiste avance dans cette perspective que les ressources naturelles n'ont pas de valeur et de prix et qu'elles doivent être soumises à la volonté humaine, en faisant donc des biens gratuits que l'on peut s'approprier selon les besoins qui se présentent. Ainsi, sur la base de ce principe, et afin d'atteindre une grande productivité économique, l'environnement est exploité jusqu'à son épuisement, puis laissé à l'abandon, sans remettre en question les implications destructrices de ces pratiques puisqu'elles sont justifiées par l'idéologie marxiste cubaine<sup>3</sup>.

<sup>3</sup> L'exemple de l'exploitation des mines est intéressant. En effet, après que les gestionnaires eurent extrait une bonne partie des minéraux d'une mine, les coûts d'opération augmentent car la ressource est plus difficile à atteindre. Afin de répondre aux taux de productivité fixés par l'État, les gestionnaires préfèrent donc laisser la mine à l'abandon et en exploiter une autre afin de préserver leur taux de productivité, et éviter les remontrances des autorités, entraînant ainsi une détérioration environnementale par les déchets laissés par l'extraction minière ainsi que par la

La structure organisationnelle du gouvernement et les politiques qu'il poursuit entraînent d'autres conséquences pour l'environnement. En effet, les institutions gouvernementales sont organisées de manière à ce que les ministères soient responsables d'une industrie (ministère de l'Industrie de la pêche, l'Industrie sucrière, de l'Industrie sidérurgique, de l'Industrie de la construction) (Díaz-Briquets & Pérez-López 1998), accentuant ainsi le phénomène du « développeur-protecteur ». En effet, ces différents ministères sont responsables du développement de leur industrie, qui est orienté vers les buts et les taux de productivité fixés par l'État, et dont l'atteinte mérite aux administrateurs des récompenses. Alors que ces derniers doivent produire au maximum de leurs capacités selon les plans de l'État, et sans tenir compte d'autres techniques de production qui pourraient être plus souhaitables pour le développement durable des ressources naturelles, ils sont aussi en charge de la protection de l'environnement, un aspect de leur fonction qui est généralement volontairement laissé de côté dans le but d'accomplir les objectifs de l'État ainsi que de préserver leur emploi. À ces pratiques de gestion s'ajoute l'usage qui est fait des économies d'échelle que procure la propriété des ressources et des moyens de production par l'État. En effet, ces économies sont investies dans de nouveaux et plus vastes projets de développement, et non pas dans la protection de l'environnement et des ressources utilisées afin, encore une fois, de faire croître la productivité et de maximiser les revenus. Les budgets et les ressources de l'État, et particulièrement l'aide apportée par les Soviétiques (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000), furent ainsi mal répartis et utilisés dans la création de nouveaux projets, voulant augmenter les revenus de l'État rapidement. Ces projets effectués sans évaluation d'impact préalable, entraînant des conséquences graves pour l'environnement.

Le système gouvernemental cubain et son organisation hiérarchisée contribuent ainsi à la fragmentation du processus d'application des décisions, créant un système où personne n'est responsable des problèmes environnementaux car chacun répond des ordres d'un supérieur. Ainsi, au bout du compte, personne n'est blâmé pour les dommages causés à l'environnement, aussi longtemps que chacun effectue les ordres correctement. La destruction environnementale est aussi perçue comme le prix à payer afin de développer le pays. De plus, les fonctionnaires impliqués dans la gestion et la protection des ressources naturelles n'ont pas de compte à rendre à la population, à qui l'information sur les questions environnementales est systématiquement censurée. Il en va de même pour les ONG environnementales dont les actions sont tolérées aussi longtemps qu'elles demeurent dans les vues du gouvernement et qu'elles ne contredisent ou ne critiquent pas les pratiques de ce dernier. Malgré les conséquences négatives de ce système pour l'environnement, sa reproduction fut assurée depuis les débuts de la révolution par les liens étroits établis entre les idéologies de la

---

surexploitation de la ressource (Díaz-Briquets & Pérez-López 1998, 159).

révolution, le développement économique, les pratiques scientifiques et technologiques, et le système d'éducation dans lequel ces valeurs sont enseignées et ce discours encensé (Cabrera Trimiño 1997).

Dans ce cadre, les pratiques environnementales locales de la population ont majoritairement été évacuées au profit de la méthode scientifique et des plans d'aménagement centralisateurs. Ainsi, les méthodes développées par les comités scientifiques et politiques du pays devaient être respectées à la lettre par les gestionnaires, et ces derniers étaient ainsi plus souvent employés pour leur loyauté aux diktats de l'État que pour leurs compétences techniques en matière de gestion. Ainsi, les gestionnaires appliquant les prescriptions gouvernementales étaient récompensés pour leur bon travail, même si les cultures étaient perdues, alors que ceux osant avancer une méthode différente de gestion ou même suggérer des modifications aux plans d'exploitation des ressources afin de permettre aux cultures d'être sauvées et de préserver l'environnement, pouvaient se voir accusés d'être contre-révolutionnaires (Díaz 1995). « These attitudes, and specifically the imposition across the board of directives devoid of sensitivity to specific environmental circumstances, led to soil degradation through the adoption of localized but cumulatively damaging agricultural practices » (Díaz-Briquets & Pérez-López 2000, 96).

Les pratiques centralisées de gestion des ressources, organisées à travers des secteurs de production, ont largement ignoré le savoir écologique des paysans concernant l'environnement et l'utilisation des ressources, favorisant l'accélération de sa détérioration. En effet, des plantations furent faites dans des sols non productifs complètement rasés de leurs cultures antérieures, ne permettant pas, entre autres, le contrôle des épidémies d'organismes nuisibles et la reconstruction de l'équilibre organique. Les techniques de rotation des cultures et de protection naturelle des produits et de fertilité des sols ont été totalement abandonnées afin de permettre aux machineries lourdes de récolter un seul type de production à la fois de manière plus rapide. De même, les nouveaux paysans salariés de l'État furent évacués du processus de gestion. Les équipes de travail effectuaient une rotation entre les champs, s'occupant, par exemple, pour une courte période de la plantation dans un endroit, suivi immédiatement de la récolte dans un autre secteur. Cette situation a créé un désengagement des paysans par rapport à leur travail et à l'environnement, diminuant leur intérêt à se préoccuper de la préservation des ressources, de même que du processus de production en général. Cette méthode de travail a de même entraîné la diminution du savoir écologique des paysans ainsi que la transmission de ce savoir aux générations suivantes (Sáez 1994).

#### **Savoir local et scientifique face au développement durable à Las Canas**

Depuis plus de 40 ans, la logique révolutionnaire a traversé les différentes régions et communautés de Cuba, et se retrouve à Las

Canas, un petit village de 250 habitants situé dans la province occidentale de Pinar del Río. La population de Las Canas renoue présentement avec le savoir écologique qu'elle avait plus ou moins mis de côté depuis quelques décennies. La communauté vit depuis plus de 10 ans, à l'instar du reste du pays, une importante crise économique. Près de 50% de sa population est sans emploi, et ses habitants se dédient informellement à la pêche artisanale, à la coupe de bois de mangroves, ainsi qu'à offrir occasionnellement des services touristiques aux visiteurs nationaux et, de manière moins régulière, internationaux. La trajectoire du village s'inscrit dans celle des plans de gestion nationaux et est fortement imprégnée par l'idéologie du système révolutionnaire. Sur le plan environnemental, la communauté fait aussi face à une dégradation croissante de ses ressources naturelles, principalement depuis la crise économique des années 1990, appelée « période spéciale en temps de paix », où des mesures drastiques furent mises en place afin de sauver l'économie du pays, qui dépendait de l'Europe de l'Est, et dont la population subit les conséquences négatives de manière importante.

#### *La trajectoire de Las Canas*

Le village de Las Canas était, entre les années 1930 et 1960, un centre de villégiature pour les riches de la capitale de la province. À la suite de la révolution et de la nationalisation des propriétés privées au début des années 1960, les maisons d'été de Las Canas furent données en usufruit à quelques 500 nouveaux immigrants de la ville voisine, La Coloma. Cette mesure avait pour objectif de dégorger La Coloma de ce flot d'arrivants, provenant des terres intérieures et des régions montagneuses, et venus chercher de meilleures conditions de vie sur la côte. Bien que les nouveaux habitants ne se plièrent pas facilement à cette décision, ils durent finalement s'y résoudre après que le gouvernement eut brûlé leurs demeures de fortune de La Coloma en 1964. Cette situation devait n'être que temporaire, mais elle perdure encore aujourd'hui.

À partir de ce moment et jusqu'à la « période spéciale » au début des années 1990, les habitants de Las Canas travaillaient tous dans le centre touristique du village ainsi que dans le port de pêche de La Coloma, appelé *Combinado pesquero*. Lors de l'établissement de la « période spéciale », le centre touristique fut fermé et les emplois qu'il offrait perdus. Quant aux emplois du *combinado*, ils se font rares, car les départs à la retraite ne sont plus automatiquement remplacés. Plus de la moitié de la population a moins de 30 ans et cette dernière, bien que scolarisée, n'a pas encore eu la chance de travailler, car l'État ne peut offrir d'emplois et le travail privé est interdit sur l'île<sup>4</sup>.

<sup>4</sup> Certains particuliers peuvent avoir de petites entreprises, comme par exemple la vente de sandwiches ou de boissons gazeuses, mais ces permis sont de plus en plus difficiles à obtenir et sont hautement surveillés.

La formation de la communauté dans les années 1960 coïncida avec la collectivisation et le début du travail salarié étatique. Ainsi, les pêcheurs du port de La Coloma qui possédaient des équipements les mirent en commun dans la nouvelle entreprise portuaire étatique, le *Combinado pesquero*, qui regroupait l'usine de transformation et les installations portuaires. Une centaine de personnes commencèrent à y travailler comme salariés de l'État. Les petits agriculteurs durent quant à eux abandonner leurs pratiques, car les terres qu'ils cultivaient furent considérées trop peu fertiles par le gouvernement, et ils commencèrent à travailler dans le nouveau centre touristique de Las Canas, entre autres en tant que serveur, cuisinier, ménagère. Certains maintinrent une petite exploitation de l'environnement pour leur subsistance, comme l'indique ce père de famille : « dans ma maison il y a toujours des petits piments forts, quelques tomates, et des poivrons; j'ai aussi des épices pour assaisonner et quelques trucs de « médecine verte », pour calmer les nerfs ». Toutefois, la grande majorité abandonna ces pratiques du passé, pressés d'embrasser la modernité et de s'affranchir de ces tâches contraignantes, exigeantes, difficiles, et « peu civilisées ». Le travail salarié convenait parfaitement à leurs besoins et leurs désirs, les salaires étaient suffisants et le système d'approvisionnement de l'État fonctionnait relativement bien<sup>5</sup>. Les nécessités de bases étaient assurées et de plus, à cause du centre touristique à l'intérieur même du village, les habitants avaient accès à plusieurs divertissements, comme la plage aménagée, le cabaret spectacle, le restaurant, et la discothèque. Dans ce contexte, l'environnement n'est plus la source principale d'où les familles tirent leur subsistance, mais devient plutôt un milieu de vie transformé et agréable; des fleurs et autres ornements remplacèrent l'agriculture, et malgré les problèmes du quotidien, les années difficiles liées à la servitude de l'exploitation de l'environnement semblent passées.

Toutefois, avec la « période spéciale », les habitants durent se retourner vers l'exploitation des ressources naturelles afin de survivre. Les espèces exploitées sont alors consommées dans la maisonnée qui les produit, ou vendues afin d'acheter d'autres biens de première nécessité. Les pratiques et les savoirs environnementaux locaux qui étaient plus ou moins mis de côté depuis des décennies pour la majorité de la population de Las Canas furent récupérés et réinventés (voir Doyon 2005). La pêche et la production de charbon à l'aide des palétuviers furent particulièrement mises de l'avant.

<sup>5</sup> Chaque famille recevait hebdomadairement à la *bodega*, le magasin d'état, avec sa carte de rationnement environ un poulet, trois kilos de viande rouge, du poisson, suffisamment de légumes, de légumineuses, de riz, des oeufs et les autres produits de base pour une maisonnée, tels que savon, huile, etc. Aujourd'hui cependant, les rations offertes par l'état ne couvrent qu'un quart des besoins d'une famille et les produits plus onéreux, tels la viande, l'huile et les légumes, ne sont désormais plus disponibles.



Toutefois, cette exploitation, bien que fondée sur des bases de savoir local, mena dans le cas des mangroves à une surexploitation et à une dégradation de la forêt avoisinante. C'est dans ce cadre que s'est développé le projet de développement durable intégré du groupe MASOREC (gestion durable des ressources côtières) en 1999-2001. ce projet de conservation des mangroves fut développé par un groupe de chercheurs de l'université de Pinar del Río attaché au département de foresterie, et financé par le CRDI-Canada. Ce projet a toutefois donné lieu à la rencontre de deux types de savoir et de pratiques environnementales, scientifiques et locales, qui devaient, en principe, se supporter mutuellement, selon les principes du développement durable et de la gestion intégrée des ressources naturelles. Toutefois, les bases du système cubain, sa foi en la science et la technique de même que son organisation politique qui favorisent le centralisme et l'autoritarisme, permettent difficilement cette rencontre entre les savoirs et ne favorise pas les échanges et la participation locale qu'elle suppose.

#### *Le projet MASOREC et la mise en place superficielle du développement durable*

La mise en place du projet a été l'objet de différentes difficultés lors de son application en raison de la prégnance du système cubain dans tous les aspects de la vie de ses habitants. De même, les discours, valeurs et idéologies du système et la force centralisatrice de l'appareil d'État, ont favorisé certaines tendances qui ne mettent pas de l'avant le développement du savoir local et la participation qu'il implique.

Premièrement, le développement durable mis en place par le projet, s'inscrivant dans une approche « intégrée », implique la notion d'interdisciplinarité entre les sciences naturelles et sociales, qui ne se trouvait pas réellement dans ce cas. En effet, le système révolutionnaire a grandement valorisé les sciences naturelles comme étant l'un des moyens pour atteindre le statut de pays développé. Les sciences sociales devaient pour leur part s'inscrire dans les idéologies socialistes, et les disciplines comme l'anthropologie furent bannies pendant des décennies en raison de leur potentiel critique et contre-révolutionnaire. Ce biais est encore présent après 40 ans de révolution. Dans le projet MASOREC on ne retrouve qu'un chercheur en sciences humaines parmi les 17 chercheurs du groupe. Cette situation a évidemment eu des conséquences sur le déroulement de la recherche, car il était plus difficile pour l'équipe, malgré leur bonne foi et leur professionnalisme, de comprendre la spécificité, la résilience et la résistance locale des habitants de Las Canas.

De plus, l'équipe a sérieusement manqué de ressources de base pour mener à bien son projet. En plus du fait qu'elle ne possédait pas d'expérience en recherche interdisciplinaire et de projets intégrés, peu d'études scientifiques pouvaient être consultées à l'université concernant ce sujet, et l'accès à Internet n'est que sporadique. Ainsi, les principes du développement durable et de l'aménagement intégré pouvaient difficilement être assimilés. Dans la même perspective, des échanges avec d'autres équipes

conduisant des projets similaires, et qui auraient pu guider le projet, leurs approches, leurs pratiques et leurs perspectives sur le développement durable local, furent presque impossible en raison du manque de ressources. Il va sans dire que les équipements de recherche sophistiqués, les véhicules pour se déplacer sur le terrain, et même du papier à écrire étaient des éléments difficiles à obtenir. De plus, les scientifiques ne pouvaient pas dans le cadre du projet être critiques des politiques gouvernementales cubaines. En effet, des remarques sur des faiblesses ou des aberrations du système auraient pu être des éléments négatifs pour l'équipe de recherche, car ces commentaires auraient pu être interprétés comme des contestations politiques. Les conclusions du projet furent ainsi très générales, ne questionnant pas les causes structurelles de la dégradation environnementale et encore moins la logique du système.

La rencontre du développement durable avec la logique d'État cubaine est aussi problématique en raison de l'importance de certains concepts dans une approche de développement, tels que la démocratisation, la décentralisation et la participation. Ces concepts possèdent effectivement une dimension délicate dans le contexte cubain pour des raisons évidentes. Ainsi, bien que le régime affirme que ces questions soient développées, entre autres à travers les « conseils populaires », la forme cubaine de gouvernement local, la réalité est toutefois différente. En effet, ces conseils populaires, mis en place en 1992, devaient initier un processus de décentralisation et de valorisation de la démocratie. Toutefois, ils sont en fait soumis à des pressions du gouvernement central, réduisant son appui en termes de ressources financières et humaines. L'autorité et l'autonomie locale demeure dans les faits très faibles et ces « conseils populaires » représentent davantage une nouvelle antenne politique du gouvernement central, plutôt que de nouvelles institutions responsables et efficaces. Ainsi la gouvernance locale et le savoir des populations ne sont pas mis de l'avant dans le processus décisionnel, comme le propose la gestion intégrée des ressources naturelles, et ces institutions ne promeuvent pas une réelle participation locale.

#### *Participation locale et le travail « volontaire-obligatoire »*

La question de la participation est importante dans le cas de Las Canas. En effet, la situation économique difficile de la communauté, dont presque tous les besoins de base de ses membres ne sont pas comblés, représente l'élément qui préoccupe prioritairement les habitants. La vie quotidienne est une lutte constante alors que tout est difficile à obtenir : autant la nourriture, le combustible, que le transport, et cette lutte implique de nombreux efforts pour les obtenir. Ainsi, les membres de Las Canas n'étaient pas aux débuts du projet réellement désireux d'y participer, alors que cette initiative allait les interdire d'exploiter les mangroves pour leur survie. De plus, la communauté ne considérerait pas que les mangroves fussent en danger et qu'elles nécessitent son aide. Pour les membres de la communauté, les problèmes environnementaux sont liés aux discours environnementaux globaux, comme la déforestation de

l'Amazonie, ou la destruction de la grande barrière de corail, et non pas à la détérioration locale des mangroves. Ainsi, la conscience environnementale et la motivation pour la conservation de l'environnement au niveau communautaire que demande les projets de développement durable intégré n'existaient pas à Las Canas, et ils furent plutôt imposés « du haut vers le bas », contrairement aux préceptes de ce type d'approches.

La participation locale fut toutefois indirectement atteinte. En effet, la déléguée municipale du village fut intéressée par le projet, et a insisté pour que toutes les personnes de la communauté y participent. Cet appel de la représentante locale a été perçu par plusieurs comme une obligation, comme le sont la majorité des activités « volontaires » d'ailleurs, malgré que ce genre de projet doit naître d'une participation volontaire et d'un désir local de changement. Les activités « volontaires » sont considérées comme étant obligatoires car les citoyens ne peuvent pas se permettre d'être vus comme des marginaux aux yeux de l'État, ce qui peut être interprété comme étant contre-révolutionnaire. De plus, afin d'atteindre la participation requise que nécessitait le projet, les chercheurs ont fait des contacts avec les employeurs locaux afin que les travailleurs de Las Canas puissent participer dans les ateliers, et ainsi avoir leur journée de travail payée pour assister aux séminaires.

Lors des séminaires, les membres du projet avaient pour objectif d'entendre et d'intégrer les définitions et les discours locaux des habitants de Las Canas concernant l'environnement. Ces interventions devaient permettre aux membres du groupe de définir leur proposition de recherche et le cadre de leur projet sur la base des préoccupations de la communauté. Toutefois, lors de la tenue de ces réunions, les membres du projet ont plutôt expliqué aux participants ce que sont, selon leurs termes, l'environnement et le développement, et n'ont pas tenu compte des apports de la population. Ainsi les enseignements n'ont pas été basés sur un échange et un apprentissage mutuel, mais plutôt sur une imposition de ce qu'est l'environnement et le développement durable d'un point de vue scientifique, considéré comme le seul réellement valable. De même, ces ateliers n'ont pas mené à une réelle intégration des préceptes de la gestion durable des ressources et encore moins à l'élaboration de pratiques économiques alternatives pour la communauté. L'échange sur des bases égalitaires de savoirs n'a pas eu lieu, bien que les chercheurs aient approché la communauté et effectué leurs activités avec beaucoup de respect.

En fait, il semble que les chercheurs du projet aient récupéré les concepts clés à la mode que l'on trouve dans les discours du développement, et qu'ils aient ensuite pensé pouvoir les appliquer tels quels dans la communauté. Toutefois, il existe un écart important entre la conceptualisation objective du projet faite par les chercheurs et la réalité, créant un discours à deux niveaux. D'un côté les chercheurs s'inscrivent dans l'idéologie du développement durable intégré. De l'autre côté, ils affirment que les habitants de la communauté ne connaissaient rien des

mangroves, de la gestion, du développement durable, et de la détérioration des ressources naturelles, ce qui devrait pourtant être à la base de leur démarche et nourrir leurs échanges et leur projet commun. Ainsi, les chercheurs disent que les habitants de la communauté savent qu'ils ne devraient pas couper les mangroves, mais qu'ils continuent tout de même à le faire car les mangroves ne sont pour eux qu'un endroit qui produit des arbres pour le charbon, des crabes de terre en saison des pluies et qui occasionnent beaucoup de moustiques. Ils disent aussi que les membres de la communauté ont des pratiques irrationnelles sur les mangroves car ils n'analysent pas les conséquences de leurs actions sur celles-ci, qu'ils ne tiennent pas compte des conséquences négatives de leurs actes sur la ressource et qu'ils continuent ainsi afin d'améliorer leur revenu économique. Un chercheur nous raconte : « ils ne se sont pas assis pour analyser, ils ne savent pas comment utiliser les ressources, ils n'ont pas conscience jusqu'à quel point ils peuvent le faire, ils vivent dans un lieu entouré de mangroves et en plus ils vivent de ces ressources, je crois qu'ils ont fait un usage irrationnel et ils ne prennent pas en compte les conséquences de la surexploitation des mangroves ». Ainsi, l'approche du projet a certaines failles dans son contact réel avec la communauté et la mise de l'avant du savoir local.

De même, les ateliers avec les habitants devaient établir un processus d'apprentissage double, où les participants de la communauté partageraient leur « savoir autochtone » comme le disent les chercheurs. Toutefois, ces derniers sont incapables de définir ce qu'ils entendent par ce concept, et ils ne peuvent expliciter ce qu'ils ont appris concernant les « savoirs autochtones » de la communauté. En fait, le savoir autochtone se résumait pour les chercheurs aux souvenirs des plus vieux habitants de la communauté concernant l'état du village avant qu'il ne commence à être détruit, et le savoir local n'a pu être attaché à l'établissement d'un programme de gestion par le projet.

*Une vision ambiguë du développement durable : « développez durablement les habitants de la communauté, pas l'environnement! »*

Malgré les problèmes liés à la mise en place du projet et à la participation de la communauté, la majorité des membres de la Las Canas et de ceux qui fabriquent du charbon ont appris les rudiments du développement durable, et surtout de la manière de couper les mangroves afin de limiter leur dégradation. Toutefois, lorsque les privations se font sentir plus durement et que l'État ne peut subvenir aux besoins en combustible de la communauté, comme cela s'est produit à la fin du projet en 2002, la population s'est retournée de nouveau vers l'exploitation des mangroves. Un *carbonero* et sa mère expliquent : « si le combustible pour les fours disparaît, la forêt disparaît aussi! »; « la ration de combustible a diminué et elle n'est pas suffisante pour subvenir aux besoins pour tout le mois, alors que se passe-t-il? Les gens doivent utiliser le charbon pour cuisiner leur nourriture, et ce doit être avec du bois, et quel bois y a-t-il ici? Le bois de mangrove.

Et nous n'avons pas le droit de le couper, mais nous devons le couper parce que il n'y a pas d'autre bois. ». Ainsi, les questions de survie prennent le pas sur les questions de conservation environnementale.

Les membres du projet de conservation m'ont mentionné que l'objectif fondamental du projet est que l'étincelle de la conservation, *la chispa de la consciencia*, se soit allumée dans la communauté. Mais une autre étincelle a aussi vu le jour. Certains individus ont vu le projet comme un moyen de faire valoir leurs demandes et leurs plaintes par rapport à leurs conditions de vie difficiles (pénuries de nourriture et de combustible, problèmes de transport, de logement, de travail) à travers leur contact avec les membres du projet MASOREC, perçus comme des représentants de l'État disponibles temporairement. Dans cette perspective, l'environnement est devenu un lieu pour la représentation de la communauté et la valorisation de ses besoins. 90% des informateurs m'ont affirmés que ce qui nécessitait un développement durable n'était pas les mangroves ou l'environnement, mais plutôt eux-mêmes et leur communauté. Ils affirment aussi que par respect envers eux, les membres du projet devraient aider la communauté à améliorer ses conditions de vie, puisque les habitants de Las Canas ont aidé le groupe MASOREC dans leur projet de conservation. La logique du développement durable est ainsi renversée.

## Conclusion

La gestion des ressources naturelles peut se baser sur différents principes, et la gestion communautaire fondée sur le savoir local en est un. Toutefois, on constate que cette forme d'aménagement peut être mise de côté au profit d'une logique centraliste et hiérarchique, fondée presque exclusivement sur le savoir scientifique. Ce fut le cas à Cuba, où une idéologie particulière et une foi en la science et le développement ont évacué le savoir local.

Ce type d'approche au niveau national tend à favoriser au niveau régional et local des formes de projets de recherche et de développement qui s'inspirent de cette perspective, malgré les étiquettes de « développement durable » ou « gestion intégrée » qui peuvent leur être accordées, comme c'est le cas pour le projet MASOREC. Ainsi, ce type de projet perpétue en fait les valeurs et objectifs nationaux en place sous le couvert d'un nouveau vocabulaire, adopté par les scientifiques et les bureaucrates. Cette situation est aussi favorisée par les idéologies et les contraintes qui traversent les individus, et particulièrement les scientifiques qui dépendent à la fois de l'État et des projets de gestion, comme MASOREC.

Cependant, on constate malgré tout que le savoir local fait preuve de résilience, après 30 ans de « dormance », soit du début de la révolution aux années 1990. En effet, à Las Canas, ce savoir local a resurgi et repris une place importante au sein de la communauté. Les pratiques qui étaient moins vivantes et dont les spécificités avaient été quelque peu perdues, comme celle de la

coupe de mangroves, ont été réinventées et adaptées aux conditions actuelles. Ce savoir local environnemental, bien qu'il puisse ne pas correspondre exactement aux définitions établies par les scientifiques, est très important et témoigne de la vitalité d'un groupe, de sa capacité d'apprendre et de se transformer. De plus, le savoir local d'un groupe sur son environnement peut se transformer aussi en un savoir sur les processus de gestion environnementale et sur le développement, permettant ainsi aux acteurs de tirer avantage de différentes manières de ces nouvelles relations sociales.

## Bibliographie

- Alvarez, M. T. "Subdesarrollo y deterioro ecológico." *Boletín de Información sobre Economía Mundial* June (1992): 8-12.
- Cabrera Trimiño, G. J. *Economía Ecológica, Demografía Ambiental y Desarrollo*. La Habana: Editorial de Ciencias Sociales, 1997.
- Castro, Fidel. *Tomorrow Is Too Late*. Melbourne: Ocean Press, 1993.
- COMANRA. *Informe a Rio. Conferencia De Las Naciones Unidas Sobre Medio Ambiente y Desarrollo*. La Habana: Comié preparatorio nacional, 1992.
- Díaz-Briquets, Sergio and Sergio Pérez-López. *Conquering Nature: The Environmental Legacy of Socialism in Cuba*. Pittsburgh: University of Pittsburgh Press, 2000.
- Díaz-Briquets, Sergio and Sergio Pérez-López. "Socialism and Environmental Disruption: Implications for Cuba" *Cuba in Transition (ASCE)* (1998) 8 : 154-172.
- Doyon, Sabrina. «Une révolution à sa mesure : diversité des pratiques environnementales communautaires à Cuba», *Anthropologie et sociétés*, 29, 1 : 121-144, 2005
- Doyon, Sabrina. *L'environnement "révolutionnaire": Pratiques, discours et dynamique socio-environnementale de la gestion des ressources côtières à Cuba*. Thèse de doctorat, Département d'anthropologie, McGill University, 2003.
- Dunleavy, M. P. and Adam Penenberg. "Castro's Green Revolution." *Green Magazine* 4.5 (1993): 12-17.
- Feshbach, M. and A. Friendly. *Ecocide in the USSR*. New York: Basic Books, 1992.
- González, M. "Medio ambiente y desarrollo capitalista." *Boletín de Información sobre Economía Mundial* 207 (1992): 3-7.
- Languepin, Olivier. *Cuba. La Faillite D'Une Utopie*. Paris: Gallimard, 1999.
- Nunez Jimenez, A. *Geografía De Cuba*. La Habana: Instituto Cubano del Libro, 1972.
- Pryor, F. L. *The Red and the Green: The Rise and Fall of Collectivized Agriculture in Marxist Regimes*. Princeton: Princeton University Press, 1992.
- Sáez, Hector. *The Environmental Consequences of Agricultural Development in Cuba*. Washington: Paper presented at the Annual International Congress of LASA, 1994.
- Sáez, Hector. "Resource Degradation, Agricultural Policies, and conservation in Cuba." *Cuban Studies* 27 (1997): 40-67.
- Skidmore, Thomas E. and Peter H. Smith. *Modern Latin America*. New York, Oxford: Oxford University Press, 1997.
- Wotzkow, C. *Naturaleza Cubana*. Miami: Ediciones Universal, 1998.
- Wunderlich, Gene. *Agricultural Landownership in Transitional Economies*. Lanham: University Press of America, 1995.
- Zimbalist, Andrew and Claes Brunedius. *The Cuban Economy: Measurement and Analysis of Socialist Performance*. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1989.

# EXPLOITATION TRADITIONNELLE DES VEGETAUX SPONTANES EN REGION SAHELIEENNE DU BURKINA FASO

Souleymane GANABA<sup>1</sup>, Jean Marie OUADBA<sup>2</sup> et Ouétian BOGNOUNOU<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Département Productions Forestières, INERA, CRREA du Sahel, BP 80 Dori, Burkina Faso, Courriel : [katcha@fasonet.bf](mailto:katcha@fasonet.bf) / [ganabasouley@yahoo.fr](mailto:ganabasouley@yahoo.fr), <sup>2</sup> Département Productions Forestières, INERA, CREAM de Kamboinsé, 03 BP 7047 Ouagadougou 03, Burkina Faso

**Résumé :** La région sahélienne se caractérise par l'exploitation des ressources forestières végétales pour la fabrication d'outils de travail, d'ustensiles de ménage, de mobiliers. La présente étude, conduite par des enquêtes dans des villages sahéliens et des observations de terrain dans la région sahélienne du Burkina Faso, a pour but d'une part de caractériser le savoir traditionnel dans l'artisanat des différents groupes ethniques et d'autre part de montrer leur impact sur l'évolution de ces ressources forestières végétales. En outre, une tentative d'évaluation économique de cette forme d'exploitation forestière est menée.

De nombreux outils aratoires et de chasse, des meubles, et des ustensiles de ménage sont fabriqués. Les plantes utilisées pour la fabrication de chaque produit varient en fonction de la présence ou de l'abondance de la plante considérée mais aussi des considérations socioculturelles propres à chaque groupe ethnique tout comme le choix des bois d'énergie. Les formes d'exploitation plus ou moins sévères ont contribué à amplifier les effets de la sécheresse sur la dégradation des ressources forestières. Heureusement une évolution avec l'adoption de produits industriels permettra de réduire les coupes et la tendance à la dégradation de l'environnement. Il est impérieux d'identifier, de prendre en compte et d'améliorer au besoin les connaissances endogènes de gestion des ressources naturelles pour un développement durable.

**Mots clés :** Outils, mobiliers, savoir traditionnel environnemental, groupes ethniques, Sahel.

**Abstract :** The Sahel region is characterised by forestry resources exploitation for making tools, household utensils, chattels and others admittedly usefulness products. The aim of this study conducted by surveying in sahelian villages and by farm observations is to characterise the traditional knowledge of forestry resources used by different ethnic groups and their impact on resources evolution. Moreover, an economic attempt to escape this kind of forestry resources exploitation is done.

Many cultivation and keeper tools, chattels, household utensils are made with forestry resources. The plants used for every forestry produce is variable with the existence or abundance of the species and the sociologic and cultural consideration peculiar to each ethnic group like choice of fuel wood. The different exploitation forms more or less severe had been contributed to amplify the climatic dryness effects on forestry resources degradation. Fortunately, an evolution with manufactured products enable to adapt environment changes. There is an imperious necessity to document, consider and to improve indigenous knowledge of natural resources for sustainable development

**Key words:** Tools, chattels, traditional environmental knowledge, ethnic group, Sahel

## Introduction

Depuis plusieurs décennies, la région sahélienne est caractérisée par des déficits pluviométriques fréquents avec des crises écologiques graves comme celles de 1972/73 et 1984/85. Ces crises se sont caractérisées par une forte mortalité sélective des plantes ligneuses avec diminution de la diversité biologique.

La zone sahélienne étant la région la moins industrialisée du Burkina Faso, les activités socio-économiques des populations reposent essentiellement sur l'exploitation des ressources naturelles. Elles trouvent dans la brousse, la plupart des matériaux indispensables à la fabrication des objets d'usage courant, pour les besoins de ménage (Bernus, 1967). Cette exploitation des ressources forestières constitue également une

source de revenus pour les groupes sociaux défavorisés de la zone.

L'étude représente un volet environnemental d'un programme de recherche sur la gestion des terroirs, la viabilité des ménages et la migration au Sahel dont l'hypothèse principale était que la dégradation des ressources végétales et la pauvreté économique engendraient les déplacements des populations d'éleveurs du Sahel burkinabé vers le Nord Bénin (Homewood, 1997).

Elle a pour but de mettre en exergue des savoirs traditionnels en matière de gestion des ressources forestières en région sahélienne du Burkina Faso, puis de montrer leurs éventuels impacts sur la préservation de la diversité biologique et leur évolution adaptative avec l'environnement socio-économique et écologique. L'étude est focalisée sur l'utilisation traditionnelle

des ressources végétales spontanées dans la confection des outils, meubles, objets qui caractérisent le mieux le patrimoine culturel des peuples. Les différents usages locaux et les tendances dynamiques des plantes ligneuses ont été décrits dans Ganaba et al. (1998), Ganaba et al., (2000) et Lykke et al., (2004).

Pour répondre et mettre en oeuvre les conventions internationales de préservation de la biodiversité et de lutte contre la désertification à différentes échelles, il est impératif d'associer les communautés locales dans les programmes d'aménagement et de gestion des ressources naturelles de leur terroir. Il est impérieux d'identifier, de prendre en compte et d'améliorer au besoin les connaissances endogènes de gestion des ressources naturelles pour un développement durable.

### Zone d'étude

La zone d'étude est définie dans trois des quatre provinces sahéliennes septentrionales du Burkina Faso : l'Oudalan, le Séno et le Yagha (Barral, 1967 et 1977 ; Ganaba et al., 1998, Claude et al., 1991). L'Oudalan et le Séno appartiennent au secteur phytogéographique sahélien strict et le Yagha au secteur subsahélien du domaine sahélien selon Guinko (1984), (Figure 1).

La géomorphologie de la zone d'étude se caractérise par la présence de buttes cuirassées ou rocheuses, d'alignements dunaires d'orientations est-ouest se succédant du nord au sud, de glacis plus ou moins dénudés, et de mares endoréiques. La nature sableuse des sols fait que la culture du petit mil (*Pennisetum glaucum*) et du niébé (*Vigna unguiculata*) est dominante.

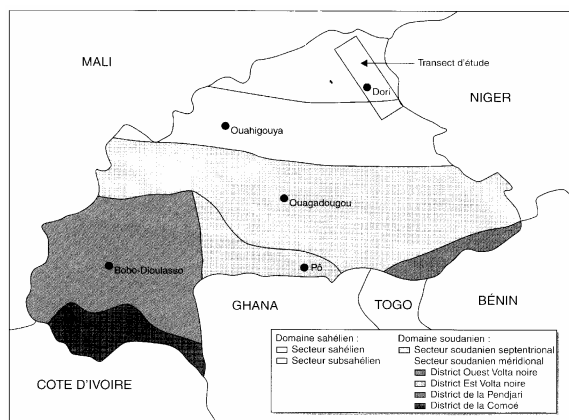


Figure 1. Zone d'étude

La saison sèche est longue d'environ 9 mois et la saison pluvieuse 3 mois de juin à août. Les variations inter-annuelles et spatio-temporelles de la pluviométrie engendrent des années excédentaires (1994, 2003, 2005) et des années déficitaires à l'origine de crises écologiques plus ou moins sévères (1972, 1984, 2004). De manière globale on observe une aridification

croissante caractérisée par une descente des isohyètes vers le sud (Ouattara et Ouédraogo, 2004).

La végétation est composée de steppes arbustives dominées par *Acacia tortilis* en pleine expansion et *Balanites aegyptiaca*, et de brousses tigrées plus ou moins dégradées dominées par *Pterocarpus lucens* en forte mortalité dans la partie septentrionale (Ganaba et Guinko, 1995). Les bas-fonds et les lits des mares endoréiques sont colonisés par des prairies aquatiques constituées de bourgoutières (formation à *Echinochloa* ssp.) et de *Voschia cuspidata*, *Oryza longistaminata* se développant sur des sols hydromorphes.

Plusieurs groupes ethniques habitent la région : les plus importants sont les Kel Tamachek (Touareg et Bella) dans l'Oudalan, les Peuls (Djelgobé, Gaobé, Lipatko, Yagha et Rimaïbé) dans l'Oudalan, le Séno et le Yagha et les Gourmantchés dans le Séno et Yagha. Cette répartition ethnique correspond aux différents épisodes historiques du peuplement. Les Peuls du Liptako ont été repoussés de l'Oudalan en 1827 par les Kel Tamachek dont les premiers sont les Imrad Oudalan et les Oudalan Imajaren (Barral, 1967). Puis les Gourmantchés ont aussi été vaincus et repoussés en 1910 de Dori vers le sud, le sud-est et dans le Yagha par les Peuls Liptako.

D'abord la colonisation, puis l'avènement du régime politique d'exception de 1983 au Burkina Faso, a créé des conditions favorables à l'émancipation des populations des groupes ethniques vivant en zone sahélienne. Les relations de dépendances entre groupes ethniques (Sonraï-Mallébé, Peul-Rimaïbé et Touareg-Bella) ont été définitivement abolies. Les sujets jadis soumis à une forme d'esclavage étaient aussi astreints aux tâches artisanales de confection d'outils, de meubles, et autres objets pour les anciens maîtres. De nos jours ces castes sont spécialisées dans l'artisanat du bois et des peaux pour la vente au marché. Les Bella constituent les véritables maîtres artisans de la région sahélienne par leur savoir-faire.

### Méthodes d'étude

L'étude repose sur des enquêtes de type semi directif (Kintz, 1995) conduites en saison de pluies d'août à septembre 1995, en un seul passage, des observations directes de terrain et une revue bibliographique.

Le choix des villages est basé sur la représentativité des groupes ethniques de chaque région géographique de la région d'étude et de leur accessibilité. La saison pluvieuse est la période à laquelle les agropasteurs sont revenus de la migration ou de la transhumance dans leurs campements.

Département (Province)	Village	Groupe ethnique enquêté	Nombre de ménages	Total population
Oursi (Oudalan)	Bouloye ou Boulel	Foulbé gaobé	245	755
	Djalafanka	Foulbé djelgobé	120	579
	Oursi	Sonraï	271	1 312
	Timbolo	Bella	107	469
	Tin Edjar	Touareg Alkassseybaten	116	470
	Boudounguel	Foulbé liptako	102	1 051
	Kasirga ou Katchirga	Foulbé liptako	384	4 289
Dori (Séno)	Sambonay	Foulbé liptako	84	1 547
		Rimaïbé liptako		
	Touka Bayel	Foulbé liptako	133	1 680
		Rimaïbé liptako		
Sebba (Yagha)	Sebba commune	Foulbé Yagha	990	5 196
		Rimaïbé Yagha		
	Gongongou	Gourmantché	173	891
	Sambagou	Foulbé Yagha	200	1 088
Solna (Yagha)	Solna	Foulbé Yagha	186	984
		Rimaïbé Yagha		
		Mossi		
		Djerma		

Tableau 1. Caractéristiques démographiques des villages d'enquête. Source : recensement de la population de 2004

Les personnes interrogées sont les chefs de ménage des deux genres, d'âge avancé et supposées mieux indiquées pour traduire les changements écologiques et indiquer les utilisations des espèces végétales. Vingt ménages sont choisis au hasard dans chaque village (tableau 1).

L'entretien est fait à l'aide de fiches portant sur les catégories d'utilisation suivantes des ressources végétales : les besoins de construction et d'artisanat (Ganaba et al., 2004), les besoins énergétiques (Ganaba et al., 1998), les besoins fourragers, les utilisations en alimentation humaine (Ganaba et al., 2002), les utilisations en santé humaine et animale, le rôle dans le maintien et l'amélioration de la fertilité du sol (Ganaba et al., 2000) et les autres séries d'utilisation.

Les noms des plantes sont transcrits en langues locales par des enquêteurs originaires de la région. Un lexique élaboré à partir des échantillons de plantes collectés et de la bibliographie (Ly et Schenk, 1986) a permis de faire les correspondances avec les noms scientifiques.

### Résultats

Les données ont été dépouillées manuellement et traitées aux logiciels Excel et JMP (SAS, 2002).

Les produits fabriqués à partir des végétaux spontanés sont les outils aratoires (manches de hache, de couteau, d'iler, semoir), et de gardiennage (gourdin), les meubles (chaise, lit, tabouret, selle, natte), les ustensiles de ménage (bol à traire, mortier, pilon, meuble de rangement, corbeille, écuelle), et les produits d'entretien (cordage, encens, insecticide, savon) (tableau II).

Les plantes les plus abondamment utilisées sont *Acacia nilotica*, *Anogeissus leiocarpa*, *Balanites aegyptiaca*, *Combretum micranthum*, *Commiphora africana*, *Grewia bicolor*, *Hyphaene thebaica*, *Mitragyna inermis* et *Sclerocarya birrea*. Celles moyennement utilisées sont *Acacia senegal/laeta*, *Acacia seyal*, *Adansonia digitata*, *Azadirachta indica*, *Combretum glutinosum* et *Pterocarpus lucens*. A l'exception de *Balanites aegyptiaca*, *Hyphaene thebaica* et *Azadirachta indica*, toutes ces plantes sont aussi celles qui ont le taux le plus élevé de dégradation dans le milieu.

Les espèces utilisées par tous les groupes ethniques dans l'artisanat, donc sans interdit, sont *Balanites aegyptiaca*, *Combretum micranthum* et *Piliostigma reticulatum*.

L'analyse de variance indique une différence significative dans la confection des outils et indique la différence de plantes utilisées. Cela permet de classer les outils selon la typologie suivante :

Outils	Code de similarité	Moyenne
Arcs et flèches	A	1,0000000
Poison	A	1,0000000
Masques	A B C	1,0000000
Sculpture	A B C	1,0000000
Insecticide	A B C	1,0000000
Savon	A	0,8333333
Encens	A	0,7866667
Vannerie	A B	0,6666667
Potasse	B C D	0,5571429
Chaise	B C D	0,5395238
Corbeille	B C D	0,5130000
Natte	B C D	0,5073333
Manche de couteau	C D E	0,4642857
Teinture	D E	0,4485000
Colle	D E F	0,3733333
Corde	E F G	0,3329412
Manche de hache	E F G	0,3208571
Selle	E F G H	0,3062500
Spatule	F G H	0,2878571
Meuble de rangement	F G H	0,2600000
Cuillère	F G H	0,2551429
Pilon	F G H	0,2512500
Gourdin	F G H	0,2470455
Bois de lance	F G H	0,2418367
Bol à traire	F G H	0,2360526
Tabouret	F G H	0,2329167
Lit	F G H	0,2271154
Cure-dents	F G H	0,2216364
Ecuelle	G H	0,2110000
Mortier	H	0,1965455
Manche d'iler	H	0,1951667

Tableau 2. Analyse de variance des réponses par les produits fabriqués. Les outils non liés par les mêmes lettres sont significativement différents.

La typologie va du groupe de produits rarement utilisés et fabriqués à partir d'un nombre réduit de plantes (arcs, flèches, savon, encens), aux produits de grande utilisation comme l'écuelle, le mortier ou le manche d'iler en région sahélienne. Le type d'exploitation des plantes utilisées dans la confection de ces derniers produits peut influencer l'évolution du potentiel végétal de chaque localité.

*Les espèces végétales utilisées dans la confection des meubles en région sahélienne*

La selle de dromadaire ou de cheval (*kirke* en foulfouldé) est un meuble entier taillé préférentiellement dans du bois léger de tronc

de *Commiphora africana* ou de *Balanites aegyptiaca*. On utilise également du bois de *Acacia nilotica* et de *Sclerocarya birrea*.

Les plantes utilisées pour la confection de chaises (*disol horgal*) sont *Combretum micranthum* et *Mitragyna inermis* considérées comme des bois faciles à travailler. Les jeunes rameaux sont associés avec des lambeaux de peau tannée. Les plantes utilisées accessoirement sont *Acacia nilotica* et *Pterocarpus lucens*.

Le tabouret (*disol horgal* également) est aussi confectionné avec des rameaux de *Combretum micranthum* et de *Mitragyna inermis* liés avec des lambeaux de peau tannée. Il peut aussi être taillé dans du bois de *Faidherbia albida*, *Sclerocarya birrea*, *Balanites aegyptiaca*, *Vitellaria paradoxa* et *Anogeissus leiocarpa*.

Nom de la plante exploitée	Foulibé Djelgobé	Foulibé Gaobé	Foulibé Liptako	Rimaïbé Liptako	Gourmantché	Sonraï	Bella	Touareg Alkassybaten
<i>Acacia laeta</i> R. Br. ex Benth.	Cure-dents, manche de hache	Corbeille, cure-dents, manche de hache, cordage	Corbeille, cure-dents,	Manche de hache et d'iler, pilon, cure-dents, corde	Pilon, spatule, cure-dents, manche de hache et d'iler	Corbeille	Corbeille, manche de hache, gourdin	Corbeille, spatule, cure-dents, manche de hache
<i>Acacia nilotica</i> var. <i>adansoni</i> (Guill. et Perr.) O. Ktze	Lits, meubles de rangement, teinture	Lit, meuble de rangement, pilon	Chaise, lit, meuble de rangement, selle, pilon, cuillère, gourdin	Pilon, cure-dents, manche de hache et d'iler, bois de lance, gourdin, corde	Pilon, cure-dents, corde	Pilon,	Lit, meuble de rangement, pilon	Pilon,
<i>Acacia polyacantha</i> Willd.		Spatule						
<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Cure-dents, manche de hache	Corbeille, cure-dents, manche de hache, cordage	Corbeille, cure-dents,	Manche de hache et d'iler, pilon, cure-dents, corde	Pilon, spatule, cure-dents, manche de hache et d'iler	Corbeille,	Corbeille, manche de hache, gourdin	Corbeille, spatule, cure-dents, manche de hache
<i>Acacia seyal</i> Del.		Mortier, cordage	Natte, pilon, corbeille,	Manche d'iler, pilon, vannerie,	Pilon, manche d'iler,	Cure-dents,		
<i>Acacia tortilis</i> (Forsk.) Hayne.	Pilon, mortier, cordage	Mortier, cordage	Corbeille,		Corde	Corde		Mortier, corde
<i>Adansonia digitata</i> L.		Corde	Corde	Corde	Corde	Corde	Corde	Corde
<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. et Perr.		Corde	Tabouret, pilon					
<i>Azadirachta indica</i> A. Jussieu	Lit, selle, mortier, spatule, cure-dents, manche de hache, manche de couteau, semoir,	Mortier, écuelle, cuillère, spatule, cure-dents, manche de hache, d'iler et de couteau, semoir,	Selle, tabouret, pilon, mortier, bol à traire, écuelle, cuillère, spatule, cure-dents, manche de hache, d'iler et de couteau	Cure-dents	Cure-dents	Cure-dents	Selle, cuillère, cure-dents, manche de hache, d'iler et de couteau	Selle, mortier, pilon, cuillère, spatule, cure-dents, manche de hache, d'iler et de couteau, semoir
<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.								
<i>Bauhinia rufescens</i> Lam.								
<i>Boscia senegalensis</i> (Pers.) Lam. ex Poiret	Cure-dents	Cure-dents		Spatule		Corde		
<i>Calotropis procera</i> (Ait.) Ait. f.	Spatule					Cure-dents	Spatule	Spatule
<i>Combretum aculeatum</i> Vent.	Mortier	Mortier, manche de hache	Lit			Mortier, pilon, cure-dents	Mortier	Mortier
<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.		Chaise, lit, tabouret	Chaise, lit, tabouret			Chaise,		
<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Lit,		Chaise, lit, tabouret	Chaise, lit, tabouret, manche d'iler, bois de lance, gourdin	Lit,	Chaise, tabouret		
<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill et Perr.								
<i>Commiphora africana</i> (A. Rich.) Engl.	Bol à traire	Bol à traire	Bol à traire, écuelle	Pilon,	Pilon,	Bol à traire	Selle, bol à traire	Selle, bol à traire, écuelle

Tableau 3. Préférences des populations pour les ligneux utilisés dans la confection d'outils, meubles et ustensiles de ménage en région sahélienne burkinabé



VertigO – La revue en sciences de l'environnement, vol6 no2, septembre 2005

Nom de la plante exploitée	Foulbé Djelgobé	Foulbé Gaobé	Foulbé Liptako	Rimaïbé Liptako	Gourmantché	Sonraï	Bella	Touareg Alkassaybaten
<i>Cratva adansonii</i> DC. <i>Dalbergia melanoxylon</i> Guilld. & Perr.	Manche d'iler, manche de couteau		Pilon, cuillère, manche de couteau, gourdin	Gourdin, Spatule, cure-dents, gourdin, arc et flèche, corbeille	Spatule, cure-dents	Mortier, bol à traire, écuelle	Manche de couteau,	Spatule Bol à traire, manche d'iler et de couteau
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn. <i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst ex. A. DC.			Mortier, manche d'iler					
<i>Faidherbia albida</i> (Del.)	Mortier, écuelle	Mortier, écuelle	Tabouret, bol à traire, écuelle, manche d'iler Spatule Mortier	Mortier			Mortier, écuelle	Mortier
<i>Feretia apodanthera</i> Del. <i>Ficus sycamorua</i> L. subsp. <i>gnaphalocarpa</i> (Miq.) C.C. Bery <i>Fluggea virosa</i> (Roxb.) ex Willd.) Baill. <i>Grewia bicolor</i> Juss.	Lit, meuble de rangement, cuillère, vannerie	Lit, meuble de rangement, cuillère, gourdin, bois de lance	Lit Cuillère, spatule, Vannerie, bois de lance, gourdin, corde	Corbeille, manche d'iler, gourdin, bois de lance, corde		Lit, cuillère, gourdin bois de lance	Lit, meuble de rangement, natte, cuillère, manche de couteau, gourdin, bois de lance	Pilon, cuillère, manche d'iler, manche de couteau, gourdin, bois de lance, vannerie
<i>Grewia flavescens</i> Juss. <i>Grewia tenax</i> (Forsk.) Fiori <i>Grewia villosa</i> Willd.			Spatule, Bois de lance, gourdin	Bois de lance		Lit	Lit, meuble de rangement	
<i>Gutera senegalensis</i> J. F. Gmel. <i>Hypbaena thebaica</i> (L.) Mart.	Natte	Natte	Natte, Vannerie, corde	Gourdin Natte, vannerie	Vannerie	Natte		
<i>Lannea microcarpa</i> Engl. & K. Krause. <i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) O. Ktze.	Lits, meubles de rangement, vannerie	Lit, meuble de rangement, pilon, cuillère	Chaise, lit, meuble de rangement, tabouret, écuelle, spatule, manche d'iler	Mortier Chaise, lit, tabouret	Mortier Chaise, lit		Lit, cuillère	Cuillère, manche de couteau
<i>Pilosigma reticulatum</i> (DC.) Hoscht.	Mortiers, écuelle, manche d'iler	Ecuelle, cure-dents, manche d'iler	Mortier, bol à traire, écuelle, cuillère, manche d'iler	Cure-dents, corde	Cure-dents, corde	Mortier, corde	Mortier, manche d'iler	Mortier, cure-dents, manche d'iler

Tableau 3 (suite). Préférences des populations pour les ligneux utilisés dans la confection d'outils, meubles et ustensiles de ménage en région sahélienne burkinabé.

Nom de la plante exploitée	Foulbé Djalgobé	Foulbé Gaobé	Foulbé Liptako	Rimaïbé Liptako	Gourmantché	Sonraï	Bella	Touareg Alkassébatén
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir. <i>Pterocarpus lucens</i> Lepr.	Lits, meubles de rangement, pilons, cure-dents, manche de hache	Lit, meuble de rangement, cure-dents, gourdin	Ecuelle, spatule Lit, bois de lance, gourdin			Cure-dents gourdin bois de lance, cure-dents	Manche de hache, gourdin, bois de lance	Mortier, pilon, cure-dents, manche de hache, gourdin, bois de lance
<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	Bol à traire, écuelle, manche d'iler	Ecuelle,	Selle, tabouret, mortier, bol à traire, manche de hache, de couteau et d'iler, cuillère		Mortier	Ecuelle	Ecuelle	Mortier, bol à traire, écuelle
<i>Tamarindus indica</i> L.								
<i>Vitiellaria paradoxa</i> Gaertn. F. <i>Vitex doniana</i> Sw. <i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	Manche d'iler		Tabouret Meuble de rangement, spatule, gourdin	Manche de hache et de couteau Mortier	Manche de hache			Cure-dents

Tableau 3 (suite). Préférences des populations pour les ligneux utilisés dans la confection d'outils, meubles et ustensiles de ménage en région sahélienne burkinabé.

De nombreuses plantes entrent dans la fabrication de lits (*lesso*). Ce sont *Combretum micranthum*, *Grewia bicolor*, *Mitragyna inermis*, *Acacia nilotica* et *Grewia villosa*. Celles accessoirement utilisées sont *Pterocarpus lucens*, *Balanites aegyptiaca*, *Fluggea virosa* et des tiges de mil. Certaines sont utilisées pour l'ossature du lit (*Acacia nilotica*, *Balanites aegyptiaca*, *Pterocarpus lucens*) et d'autres comme pièces accessoires de traverse (*Combretum micranthum*, *Mitragyna inermis*, *Grewia bicolor*, *Fluggea virosa*, tiges de mil). Face à la raréfaction du bois de service certainement, les artisans utilisent progressivement le bois industriel pour la fabrication de lits, de chaises et de tabourets.

La natte traditionnelle (*daago*) est confectionnée avec des pinnules de *Hyphaene thebaica* (palmier doum). En outre, les rameaux de *Grewia bicolor* ou d'andropogon sont associés avec des fibres de *Hibiscus asper* pour la confection de *seccos* (photo 1) ou de *tabarmao* différemment ornés et utilisés pour couvrir les huttes peules.



Photo 1. Vente d'andropogons et de seccos au marché de Gorom-Gorom par des femmes

Le meuble de rangement des ustensiles (*petual*) ne semble pas être utilisé en milieu Foulbé du Séno et Gourmantché. Chez les autres groupes ethniques, il est confectionné avec du bois de *Grewia villosa*, *Mitragyna inermis*, *Grewia bicolor*, *Pterocarpus lucens*, *Acacia nilotica* et *Ziziphus mauritiana*. Les autres plantes utilisées sont *Digitaria horizontalis* et *Balanites aegyptiaca*.

#### Les espèces végétales utilisées dans la confection des ustensiles

Le mortier (*Wouru*) est taillé préférentiellement dans un tronc de *Combretum glutinosum* ou de *Faidherbia albida* par les Peul Djelgobé et Gaobé ainsi que par les Bella, les Sonraï et les Touaregs de l'Oudalan. En revanche les Rimaïbé Liptako et les Gourmantché du Yagha utilisent davantage le bois de *Sclerocarya birrea*, *Lannea microcarpa*, *Ficus sycomorus* et *Vitellaria paradoxa*. Les autres plantes accessoirement utilisées sont *Piliostigma reticulatum*, *Balanites aegyptiaca* dont les pieds de gros diamètre sont devenus rares, *Acacia tortilis*, *Diospyros mespiliformis* confinée dans les axes de drainage bien humides et *Pterocarpus lucens* dans les brousses tigrées plus ou moins dégradées (Ganaba et Guinko, 1996).

Le pilon (*hudugal*) est préférentiellement fabriqué à partir de bois des acacias (*Acacia nilotica*, *A. seyal*, *A. laeta*, *A. senegal*) par tous les groupes ethniques de la région sans distinction. D'autres plantes sont fortement utilisées en fonction de leur disponibilité et des considérations socioculturelles. Ce sont *Mitragyna inermis*, par les Peul Gaobé, *Pterocarpus lucens* par les Peul Djelgobé, les Sonraï et les Touareg de l'Oudalan. D'autres plantes ligneuses sont accessoirement utilisées comme *Anogeissus leiocarpa*, *Combretum nigricans*, *Combretum glutinosum*, *Dalbergia melanoxylon* et *Grewia bicolor*.

Le bol à traire (*karaw* et *birdugal*) est taillé préférentiellement dans du bois de *Commiphora africana* dont la légèreté, la maniabilité et la résistance par rapport à laalebasse utilisée par d'autres éleveurs, est largement reconnue ; ce qui facilite le travail de traite des animaux. Les Peul Liptako utilisent en revanche *Sclerocarya birrea*. Accessoirement les différents groupes ethniques utilisent *Piliostigma reticulatum*, *Balanites aegyptiaca*, *Faidherbia albida* et *Dalbergia melanoxylon*.

L'écuelle (*laal*) est taillée préférentiellement dans du bois de *Sclerocarya birrea* et de *Faidherbia albida* dans tous les groupes ethniques des trois provinces sahéliennes. Les autres plantes utilisées accessoirement sont : *Piliostigma reticulatum*, *Balanites aegyptiaca*, *Pterocarpus erinaceus*, *Commiphora africana* et *Faidherbia albida*.

Les cuillères en bois (*girbal*) sont taillées dans des tiges de *Grewia bicolor* dans l'Oudalan. Chez les Peul Liptako du Séno, elles sont préférentiellement taillées dans le bois de *Sclerocarya birrea* ou de *Piliostigma reticulatum*. Tous les groupes ethniques utilisent accessoirement du bois de *Balanites aegyptiaca*, *Mitragyna inermis*, *Dalbergia melanoxylon* et d'*Acacia nilotica*.

La spatule (*kurbirgal*) est préférentiellement et presque exclusivement fabriquée à partir du bois de *Calotropis procera* chez les Peul Djelgobé, les Bella et les Touareg de l'Oudalan. Les Peul Gaobé et les Sonraï de l'Oudalan utilisent préférentiellement et respectivement *Acacia polyacantha* et *Balanites aegyptiaca* tandis que les Peuls Liptako du Séno et du Yagha recherchent *Feretia apodanthera*, *Pterocarpus erinaceus* et *Grewia bicolor*.

Les autres plantes rarement utilisées sont *Acacia laeta*, *Acacia senegal*, *Mitragyna inermis* et *Ziziphus mauritiana*.

La corbeille (*Beidal*) est essentiellement fabriquée à partir des racines ou rameaux de *Acacia laeta* ou *Acacia senegal* dans tous les groupes ethniques. Quelquefois les autres acacias notamment *Acacia tortilis*, *Acacia seyal*, ainsi que *Combretum glutinosum*, *Grewia bicolor* sont aussi utilisés. L'exploitation se fait en pleine saison pluvieuse par déchaussage des arbres sur les cordons dunaires. Elle est utilisée pour la récolte de fonio sauvage (*Panicum laetum*) en fin de saison pluvieuse

La vannerie et la sparterie (*betu*) sont confectionnées avec des feuilles de palmier doum, *Hyphaene thebaica*, des rameaux de *Mitragyna inermis* et de *Grewia bicolor*.

Les rameaux de *Balanites aegyptiaca*, malgré leur nature épineuse, sont préférentiellement coupés comme cure-dents (*kosorgal*) dans l'Oudalan tout comme *Azadirachta indica* l'est au Séno qui comporte un nombre plus abondant de pieds de ce ligneux spontané planté à proximité des habitations et propagé par les oiseaux (Ganaba et Guinko, 1997). Les autres plantes utilisées sont *Acacia laeta*, *Acacia nilotica*, *Acacia senegal*, *Acacia seyal*, *Boscia senegalensis*, *Piliostigma reticulatum* et *Pterocarpus lucens*.

#### Les espèces végétales utilisées dans la confection des outils

Les manches de hache et de couteau (*kukuruwal* et *t'lingal*) sont confectionnés à partir des branches de *Balanites aegyptiaca* chez tous les groupes ethniques interrogés dans toutes les trois provinces sahéliennes. Les autres plantes utilisées, en des proportions moindre, sont *Acacia laeta*, *Acacia senegal*, *Acacia seyal*, *Combretum glutinosum* et *Pterocarpus lucens* pour les manches de hache ; *Dalbergia melanoxyton*, *Diospyros mespiliformis*, *Grewia bicolor* et *Mitragyna inermis* pour le manche de couteau. *Tamarindus indica* est accessoirement utilisé pour les manches des deux types d'outil.

Le manche d'iler (*holiare*), outil aratoire utilisé par les Sahéliens est fréquemment taillé dans du bois de *Piliostigma reticulatum*, *Acacia seyal*, *Balanites aegyptiaca* et *Sclerocarya birrea*. Les autres plantes utilisées sont *Acacia laeta*, *Acacia senegal*, *Acacia nilotica*, *Combretum micranthum*, *Commiphora africana*, *Dalbergia melanoxyton*, *Diospyros mespiliformis*, *Grewia bicolor*, *Mitragyna inermis*, *Sclerocarya birrea* et *Vitex doniana*.

Le gourdin et le bois de lance (*mboduru* et *kalasal*) sont des armes blanches de protection et des outils de gardiennage du bétail utilisés par le berger. Le gourdin a des formes plus ou moins longues et souvent poli au beurre de vache. Le gourdin tout comme le bois de lance sont taillés préférentiellement dans du bois très résistant des branches de *Grewia bicolor* par tous les groupes ethniques. Accessoirement on utilise du bois de *Pterocarpus lucens* ou encore celui d'*Acacia nilotica*, *Combretum micranthum*, *Grewia tenax*, pour les deux objets d'arme blanche, utilisée dans le gardiennage du bétail. *Acacia laeta*, *Acacia senegal*, *Balanites aegyptiaca*, *Dalbergia melanoxyton*, *Dichrostachys cinerea* et *Ziziphus mauritiana* sont aussi utilisées pour la taille de gourdin. *Grewia flavescens* est également utilisé comme bois de lance.

Le manche de semoir (*diabirgal*) est taillé préférentiellement dans des branches de *Balanites aegyptiaca*.

Divers objets d'art comme des masques et des animaux et personnages peuvent être taillés dans le bois (*Balanites aegyptiaca*, *Dalbergia melanoxyton*) pour magnifier la vie quotidienne des populations (photo 2).



Photo 2. Dromadaires et personnages taillés dans du bois par des artisans de l'Oudalan pour symboliser la vie quotidienne au Sahel

#### Les espèces végétales utilisées dans la confection de produits d'entretien en région sahélienne

La colle (*takè*) est extraite de la résine de *Acacia laeta*, *Acacia senegal*, *Acacia seyal*, *Combretum nigricans* et *Commiphora africana*. Ainsi la gomme d'*Acacia senegal/laeta* est très consommée par les voyageurs pour limiter la soif et la faim. Elle est aussi utilisée dans des rites socioculturels.

La corde (*bogol*) est confectionnée à partir de fibres de *Adansonia digitata*, *Acacia tortilis*, *Piliostigma reticulatum*, *Hibiscus asper*. Celles de *Acacia laeta/senegal*, *Acacia nilotica*, *Grewia bicolor*, *Bauhinia rufescens* et *Hyphaene thebaica* sont aussi utilisées. Cette exploitation se fait généralement par écorchage entier du tronc de la plante ligneuse qui le plus souvent finit par se dessécher avec la rudesse du climat en saison sèche.

L'encens (*goal*) est un produit de décoration/cosmétique extrait de la résine de *Commiphora africana*. Associé à d'autres produits, il brûle en dégageant un parfum ayant plusieurs vertus. C'est pourquoi, il est beaucoup utilisé pour certaines pratiques culturelles et/ou religieuses. Les bulbes de *Cyperus esculentus* sont aussi utilisés pour leur parfum.

Les ardoises des élèves des écoles coraniques sont taillées dans du bois de *Balanites aegyptiaca*. Le savon (*katare*) est obtenu par frottement après trempage d'écorces de son tronc ou de ses racines dans de l'eau.

Il y a des différences significatives entre les villages dans l'utilisation des végétaux spontanés dans la confection d'outils et de meubles. Toutefois une analyse de données (non illustrée) ne dénotent pas de telles différences (au seuil de 95 %) entre les groupes ethniques. Cette typologie des villages dans l'utilisation traditionnelle des ressources végétales indique non seulement un savoir et savoir-faire des populations dans la fabrication de produits, non liés à l'ethnie, mais également une identité des ressources de la localité (tableau 4).

Village	Code de similarité	Moyenne
Gongongou	A	0,40000000
Timbolo	A	0,40000000
Bouloye	A	0,39203704
Djalafanka	A	0,38892857
Sebba	A	0,38561404
Oursi	A	0,37920000
Kasirga	A B	0,34168831
Solna	A B C	0,31238095
Tin Edjar	B C	0,27376471
Touka Bayel	C	0,23968254
Boudounguel	C	0,23775281
Sambonay	C	0,21516484

Tableau 4. Analyse de variance des réponses par villages. Les villages non liés par les mêmes lettres sont significativement différents.

#### Valeur socio-économique des outils et meubles fabriqués

Les ressources forestières végétales apportent des revenus monétaires aux artisans sahéliens : 25 à 50 F CFA pour le cure-dent et la spatule, 4000 à 5 000 pour l'abreuvoir, le bol à traire et la mangeoire et pour une durée d'utilisation de 3 à 6 ans et enfin 15 000 à 50 000 pour la selle de dromadaire et de cheval pour une dizaine d'année d'utilisation (tableau 5). Sur le plan économique, les ressources forestières ligneuses contribuent peu, par rapport à l'artisanat du cuir, au relèvement du niveau de vie dont le seuil de pauvreté en 2003 est de 82 672 F CFA par personne et par an au Burkina Faso, tel que défini dans le cadre stratégique de lutte contre la pauvreté au Burkina Faso (INSD, 2003) soit 603 506 F par ménage moyen de 7,3 personnes selon Tiral (2002).

Cette activité est le plus souvent réservée à un groupe ethnique ou une caste appelé *Gargassa*, du groupe ethnique *bella*, pour des produits nécessitant une certaine technicité comme les selles, les mortiers et les cuillères.

C'est pourquoi, les jeunes préfèrent s'orienter vers des activités mieux rémunérées comme la migration et les nombreux sites aurifères d'exploitation artisanale de la région.

Toutefois, les objets fabriqués à partir des connaissances et des ressources locales sont préférés par rapport aux industriels. Ainsi la farine de céréale pilée au mortier aurait un meilleur goût que celle écrasée au moulin tout comme le lait est préféré dans l'écuelle ou laalebasse que dans un récipient en plastique ou en métal.

#### Discussion

De nombreuses plantes sont utilisées pour la confection d'outils, de mobiliers et autres produits ménagers en région sahélienne. Les plantes les plus fréquemment citées sont *Balanites aegyptiaca*, *Grewia bicolor*, *Acacia laeta*, *Acacia senegal*, *Acacia nilotica* et *Combretum micranthum*.

Ces espèces qui sont les plus utilisées sont aussi en régression dans les steppes sahéliennes depuis la grande sécheresse de 1972-73 (Ganaba et Guinko, 1995). Toutefois, les plantes les plus touchées par la dégradation ne sont pas pourtant les plus exploitées. Si le processus d'aridification croissante du milieu est à l'origine de la dégradation des peuplements ligneux avec faible régénération, ce phénomène est certainement amplifié par les prélèvements plus ou moins sévères de la population.

En effet, ces plantes sont pour la plupart localisées dans les axes de drainage et les zones humides sahéliennes. Toute politique d'aménagement des formations naturelles doit prendre en compte ces zones refuges de la diversité biologique pour une meilleure conservation et une utilisation durable des ressources forestières du Sahel.

En plus des critères d'implantation écologique de la plante, d'autres considérations culturelles et religieuses ou celles liées aux propriétés du bois entrent en ligne de compte dans le choix des ligneux utilisés dans la confection des meubles, outils et ustensiles. Cela se retrouve pour les plantes utilisées comme bois d'énergie (Ganaba et al., 1998) et celles associées aux cultures en région sahélienne burkinabé (Ganaba et al., 2000).

En effet, par exemple le jujubier, *Ziziphus mauritiana*, n'est pas brûlé par tous les groupes ethniques à l'exception des Gourmantché du village Gongongou de la région du Yagha. Cette plante utilisée dans les cérémonies funèbres. Les feuilles sont pilées ou écrasées et additionnées d'eau pour la toilette du mort chez les Sonraï. Les branches utilisées comme bois de tombe. Ses fruits seraient sucés par les enfants au paradis et les enfants morts se trouveraient sous son ombre au paradis. C'est une plante hantée par les esprits, les bons génies, les djins des enfants. Elle est aussi utilisée pour délivrer les femmes en difficulté d'accouchement (Ganaba et al., 1998).

*Acacia tortilis* est une plante relativement abondante et colonise tous les milieux exondés tout comme *Balanites aegyptiaca* se retrouve en bordure des bas-fonds et mares sahéliennes (Ganaba et Guinko, 1995). *Commiphora africana* en raison de la légèreté de son bois à l'état sec est particulièrement préféré pour la confection d'objets de grande utilisation et demandant peu d'efforts. *Grewia bicolor*, *G. flavescens* et *G. villosa* aux rameaux droits réguliers et au diamètre constant sont recherchés pour la fabrication de nattes grossières (*secco*) de lits recouvertes de nattes plus fines d'*Hyphaene thebaica* ou d'*Andropogon (tabarao)*.

Française	Appellations			Prix moyen en F CFA	Durée moyenne d'usage
	<i>foufouldé</i> (du Séno)	sonraï	Tamachek		
Abreuvoir en bois	<i>Akalahal Akalal</i>	<i>Gomba</i>	<i>Eugabeuche</i>	4 000	3 ans
Bois de lance	<i>Légal labo</i>	<i>Yadji boundou</i>	<i>Tallag n'adjor</i>	2 000	3 ans
Bol à traire le lait	<i>Karaw</i>	<i>Kara</i>	<i>Akabar</i>	3 000 à 5 000	6 ans
Chaises	<i>Disso Horgal jodorgal</i>	<i>Goro boundo</i>	<i>Tassakaimout</i>	3 000	1 an
Corbeille de récolte de fonio	<i>Beidal</i>	<i>Zeity</i>	<i>Essaybé</i>	500 à 1 000	2 ans
Cuillère	<i>Guirbal</i>	<i>Sokal</i>	<i>Tsokaltt</i>	500	1 an
Cure-dent	<i>Kossorgal</i>	<i>kossi</i>	<i>Tassakassint</i>	25	2 jours
Ecuelle	<i>Leyal</i>	<i>Tou</i>	<i>Takoss</i>	1 000 à 3 000	2 ans
Gourdin	<i>Boldou</i>	<i>Gobou</i>	<i>Taborit</i>	2 000	8 ans
Bâton de marche	<i>Petual</i>	<i>Soumba</i>	<i>Takarar</i>		8 ans
Lit	<i>Leesso</i>	<i>Daari, Daaro</i>	<i>Tcheguit</i>	15 000	10 ans
Manche de couteau	<i>Légal labi</i>	<i>Ouriya boumo</i>	<i>Eugaf n'ebzar</i>	75 à 250	4 ans
Manche de hache	<i>Légal djambèrè</i>	<i>Dassi boundo</i>	<i>Argag</i>	200 à 500	3 ans
Manche de iler	<i>Holiarè</i>	<i>Kanka</i>	<i>Akanka</i>	650 à 1 000	6 mois
Manche de semoir	<i>Djabirgal</i>	<i>Segbo boundo</i>	<i>Sadamou</i>	500	1 à 2 ans
Manche de daba	<i>Kukurwal</i>	<i>Gar boundo</i>	<i>Assikindjalo</i>	500	1 à 2 ans
Mangeoire d'animaux	<i>Akalal</i>	<i>Gourtou</i>	<i>Errar</i>	2 000 à 5 000	2 à 3 ans
Meuble de rangement	<i>Dèguè</i>	<i>Tedja</i>	<i>Bokidar</i>	3 000	3 ans
Mortier	<i>Wowrou</i>	<i>Tinda, Hombouro</i>	<i>Tende</i>	2 500 à 5 000	7 ans
Nattes de feuilles de doum	<i>Dago bali</i>	<i>Tandjoura</i>	<i>Selat nakofe</i>	1 500 à 2 000	5 ans
Nattes de tiges de mil pour lit	<i>Djombèho</i>	<i>Dari</i>	<i>Assoufta nagabal</i>	500 à 1 000	5 à 12 mois
Nattes de tiges de mil de hangar	<i>Secco</i>	<i>Dargala</i>	<i>Tegerit</i>	300 à 500	5 à 12 mois
Nattes d'andropogon	<i>Tabarmao</i>	<i>Diri</i>	<i>Slada</i>	1 000 à 25 000	2 ans
Pilon	<i>Oundougal</i>	<i>Hendji, Hingo</i>	<i>Echagan</i>	500	2 à 5 ans
Selle de cheval	<i>Kirkè</i>	<i>Gari</i>	<i>Elekef</i>	50 000	10 ans
Selle de dromadaire	<i>Kirkè</i>	<i>Yogari</i>	<i>Tirik</i>	15 000	10 ans +
Spatules	<i>Kourbirgal</i>	<i>Kourbou boundo</i>	<i>Assirwi</i>	50	1 an
Tabouret	<i>Djodorgal</i>	<i>Goro boundo</i>	<i>Tahiacht Sakaimoot</i>	250 à 500	3 ans
Vannerie sparterie	<i>Sagnougal</i>	<i>Zou</i>	<i>Tezaté</i>		3 ans
Vanne de couverture	<i>N'bédou</i>	<i>Léfa</i>	<i>Tessayt</i>	1 000	2 ans
Vanne de contenance	<i>Serugo</i>	<i>Findo</i>	<i>Tessayt</i>	1 000 à 1 500	2 ans
Eventail	<i>Bifirgal</i>	<i>Léfa</i>	<i>Ewalamwal</i>	100	5 mois
Chapeau	<i>Tengaré</i>	<i>Foula</i>	<i>Takounbouck</i>	500 à 2 000	3 ans
Cordes	<i>Boogol</i>	<i>Karfou</i>	<i>Agane</i>	100 à 250	
Ardoise coranique	<i>Allouwal</i>	<i>Walaha</i>	<i>Alloua</i>	750	5 ans

Tableau 5. Appellations, valeur économique et durée d'utilisation des mobiliers domestiques, outils agraires, ustensiles et autres produits de ménage en région sahélienne burkinabé.

Les plantes ayant les meilleures qualités de solidité, de résistance du bois aux termites et aux insectes foreurs, et peu putrescibles sont *Acacia nilotica*, *Anogeissus leiocarpa*, *Balanites aegyptiaca*, *Combretum micranthum*, *Mitragyna inermis* et *Pterocarpus lucens*. La plupart des Acacias comme *Acacia laeta*, *Acacia nilotica*, *Acacia polyacantha*, *Acacia seyal* sont reconnues posséder un bois solide et durable. *Acacia nilotica* et *Acacia tortilis* possèdent également des bois faciles à travailler ; ils sont par contre tous putrescibles et ont un port peu intéressant. Pour ces propriétés attribuées à leur bois, les plantes seront recherchées pour la confection de lits, de récipients et autres objets de longue utilisation.

Cependant, les formes de prélèvement des organes végétaux entrant dans la fabrication des objets sont souvent préjudiciables à la vie de la plante. Ainsi, l'écorchage sur le pourtour entier du tronc de *Adansonia digitata*, *Acacia seyal*, *Acacia tortilis*, à la recherche de fibres de cordage rend la plante vulnérable aux parasites, à l'aridité du climat et à la difficulté d'alimentation hydrique (phloème endommagé).

La coupe du pied entier de *Commiphora africana*, *Faidherbia albida*, *Sclerocarya birrea*, *Ficus sycomorus* pour la taille de

mortier, d'écuelles, de mangeoire d'animaux ou de bol à traire affecte les grands pieds et réduit énormément les potentialités des peuplements ligneux sahéliens.

Il est remarquable de constater que la vie nomade ou de transhumance obligeait à une utilisation exclusive mais adaptée aux potentialités des ressources forestières végétales pour la fabrication d'outils et d'objets de ménage d'usage courant. Ces formes d'exploitation ont certainement contribué à amplifier les effets de la sécheresse sur la dégradation des peuplements ligneux de la région. Avec la sédentarisation, l'extension de l'agriculture et les mouvements de migration saisonnière de main d'œuvre, une limitation de ces pratiques est observée avec l'introduction progressive de produits manufacturés, notamment les objets plastiques et en métal.

Cependant les groupes sociaux marginalisés de la région, vivant en dessous du seuil de pauvreté, soit 50,2% des ménages de l'Oudalan par exemple (Tiral, 2002), continuent d'exploiter les ressources forestières pour la satisfaction de leurs besoins de ménage. Par ailleurs la femme, a qui revient la construction de la maison d'habitation (Ganaba et al., 204), doit parcourir plusieurs centaines de km à dos d'ânes pour

rechercher les andropogons pour la confection de nattes traditionnelles.

Peut-être le désintérêt des jeunes qui s'adonnent aux migrations saisonnières vers les pays côtiers ou les sites aurifères mieux rétribués, permettra de sauver le peu de ressources végétales qui aurait survécu de l'exploitation fourragère et de la sévérité du climat. En effet, dans la zone subsaharienne de Bougou, l'exploitation artisanale des plantes est délaissée par les hommes de moins de 30 ans (Ganaba et al., 2004). Les jeunes hommes estiment que cette activité est dégradante, d'où une inquiétude des adultes pour la pérennité du savoir endogène.

Au Sahel, seules les activités génératrices de revenus à court terme intéressent les jeunes qui ayant fréquentés ou visités les villes ne veulent plus pratiquer ni l'élevage ni les activités artisanales toujours à l'état traditionnel. En effet, la considération sociale est maintenant davantage liée au pouvoir d'achat qu'à l'intégrité morale.

Avec une densité de 29, 14 et 18 habitants/km<sup>2</sup> et un taux de croissance démographique 1985-1996 de 2,7, 2,4 et 3,7 respectivement pour le Séno, l'Oudalan et le Yagha, les jeunes ayant moins de 15 ans représentent plus de 45% de la population. Ces jeunes sont confrontés au manque de cadre idéal d'encadrement et d'épanouissement au désœuvrement ou de sous-emploi au faible niveau d'instruction et aux différents vices sociaux. L'augmentation de la population va aggraver davantage le problème d'emploi et de satisfaction des besoins sociaux.

Le cadre stratégique de lutte contre la pauvreté au niveau régional et le schéma régional d'aménagement du territoire devraient créer une meilleure politique d'aménagement de l'espace régional permettant de dynamiser les secteurs productifs de la région, favoriser le développement humain durable et désenclaver la région (MED, 2003).

Les règles traditionnelles et coutumières de gestion des ressources naturelles ont été ignorées avec le pouvoir traditionnel à l'avènement du pouvoir révolutionnaire d'exception en août 1983 au Burkina Faso. Il a fallu attendre une décennie plus tard pour initier une codification communautaire en partenariat avec l'administration du territoire et les services techniques étatiques et les partenaires au développement de la gestion des ressources naturelles.

En effet, BANZAF et al. (1997) rapportent l'existence dans la localité sahélienne de Kishi-Beiga, une forme non formelle de gestion des ressources sous l'égide du chef traditionnel touareg. La gestion était assurée par un comité de sages désignés par le chef que le projet de gestion des ressources naturelles sur financement de la coopération allemande dénommé Programme Sahel Burkinabé-GTZ (PSB/GTZ) a rétabli sous forme de cadre de concertation qui a évolué en 1996 en règles d'utilisation des ressources naturelles encore appelées règles internes de gestion des ressources naturelles (R.I.G.R.N).

Les règles internes de gestion des ressources naturelles (R.I.G.R.N) et les commissions villageoises de gestion des terroirs (C.V.G.T) constituent une expérience de gestion communautaire des ressources locales en partenariat entre les organisations de producteurs, les services techniques étatiques, l'administration du territoire et les partenaires au développement.

Mais l'application de ces règles n'est pas sans difficultés. En effet, les compensations de défriche en plants sont fréquemment délaissées sans plantation, les coupes de bois frais sont effectuées au-delà des besoins réels, de nombreuses zones de pâture sont occupées par des champs, etc. (Ganaba et al., à paraître).

Malgré ses quelques insuffisances, les C.V.G.T et les R.I.G.R.N sont reconnues par tous les acteurs (partenaires au développement, organisation des producteurs, services techniques étatiques et administration du territoire) comme bénéfiques en créant des cadres favorables de concertation et d'expression pour la gestion responsable et démocratique des ressources naturelles locales. Elles constituent également les prémices des formes de gestion des structures de la décentralisation de l'administration du territoire au Burkina Faso.

### Conclusion

De nombreuses plantes sont utilisées dans la confection de produits ménagers, outils et meubles à partir des ressources végétales locales par les communautés locales selon des critères socioculturels et écologiques. Ces pratiques et innovations transmises de génération en génération varient en fonction des considérations socioculturelles et des potentialités végétales de la localité. Même si ces exploitations peuvent constituer des facteurs amplificateurs de la péjoration climatique à l'origine de la dégradation des formations naturelles et de la réduction de la diversité biologique, elles sont néanmoins sources de génération de revenus pour les groupes défavorisés.

L'adoption des produits industriels et les désintéréts des jeunes à l'activité artisanale végétale pourrait contribuer à réduire la pression sur leurs ressources mais aussi à la perte d'une partie de leur identité culturelle.

Les savoirs traditionnels fournissent des pistes pour le développement de produits, de procédés utiles (artisanat, pharmacopée,...) et des sources d'information écologiques. Ils contribuent à la préservation des diversités biologique et culturelle car les savoirs traditionnels font partie intégrante des cultures des peuples. C'est grâce à ces savoirs qu'ils ont pu vivre d'une manière écologiquement viable et conserver les ressources de leur milieu. Ce sont des stratégies indigènes pour assurer l'utilisation durable des ressources naturelles locales.

Alors, les astuces traditionnelles et millénaires d'utilisation des ressources végétales et le génie créateur de l'homme dans les milieux secs selon Mainguet (2003) doivent être rénovés,

adaptés et améliorés au bénéfice d'une gestion durable des ressources végétales et d'une protection des ressources phytogénétiques.

**Remerciements** : Cette étude a été financée dans le cadre d'un projet INCO (Contrat TS3-CT94-0276) intitulé Gestion des Terroirs, Viabilité du Ménage et Migration au Sahel, à qui les auteurs expriment leurs sincères remerciements.

**Biographie** : Souleymane Ganaba est chercheur écologue, au centre régional de recherches environnementales et agricoles (CRREA) du Sahel de l'Institut de l'Environnement et de Recherche Agricoles (INERA) du Burkina Faso, basé à Dori. Il travaille sur la dynamique des écosystèmes forestiers sahéliens notamment sur les technologies de protection des ressources forestières. Sa thèse de doctorat était basée sur une étude comparative de la dynamique du peuplement ligneux de la région de la mare d'Oursi, Burkina Faso et une étude des structures racinaires de deux plantes ligneuses *Pterocarpus lucens* et *Acacia tortilis* aux antipodes de la dynamique. Il prépare actuellement des travaux sur l'impact des aménagements de conservation des eaux et des sols sur la restauration des peuplements ligneux.

## Bibliographie

- Barral H. 1967. Les populations d'éleveurs et les problèmes pastoraux dans le Nord-Est de la Haute-Volta (cercle de Dori, subdivision de l'Oudalan) 1963-1964. Cah., ORSTOM sér. Sci. Hum. vol. IV.1-1967 : 3-30.
- Barral H. 1977. Les populations nomades de l'Oudalan et leur espace pastoral ; Travaux et Documents de l'ORSTOM n°77, 119p.
- Bernus E., 1967. Cueillette et exploitation des ressources spontanées du Sahel nigérien par les Kel Tamasheq. Cah. ORSTOM, sér. Sci. Hum. IV, 1-1967, 31-52.
- Claude J, Grouzis M., Milleville P., 1991. Un espace sahélien. La mare d'Oursi Burkina Faso. Editions OSRTOM ; Paris, 241p.
- MED, 2003. Synthèse des cadres stratégiques régionaux de lutte contre la pauvreté, Ministère de l'Economie et du Développement, Burkina Faso, 151p.
- Ganaba S. et Guinko S., 1995. Etat actuel et dynamique du peuplement ligneux de la région de la mare d'Oursi (Burkina Faso); Zustand und Dynamik des Gehölzbestandes idner Umgebung des mare d'Oursi (Burkina Faso). Etudes Flor. Vég; Burkina Faso 2 : 3-14.
- Ganaba S. et Guinko S., 1996. Influence de quelques caractères de l'enracinement et du milieu sur la mortalité de *Pterocarpus lucens* Lepr. en région sahélienne de la mare d'Oursi Burkina Faso). Rev. Ecol. (Terre et Vie), vol. 51, 1996 : 125-138.
- Ganaba S., 1997. A propos du neem au Burkina Faso; Nécessité d'une maîtrise de son expansion. Sci. et Tech. Vol. XXII (1) juillet-décembre 1995 - janvier-juin 1996 : 66 - 74.
- Ganaba S., Ouadba J. M., Bognounou O., 1998. Les ligneux à usage de bois d'énergie en région sahélienne du Burkina Faso : préférence des différents groupes ethniques. Sécheresse 9 : 181-9.
- Ganaba S., Ouadba J. M., Bognounou O., 2000. Sélection des espèces ligneuses associées aux cultures en région sahélienne du Burkina Faso. Annales Science et Technique, Sciences naturelles et agronomie, Vol. 24 (1), 2000,125-142.
- Ganaba S., Ouadba J.-M., Bognounou O., 2002. Contribution des ressources naturelles spontanées dans la sécurité alimentaire en région sahélienne du Burkina Faso. Ann. Bot. Afr. Ouest (02) 101-112.
- Ganaba S., Ouadba J.-M., Bognounou O., 2004. Plantes de construction d'habitations en région sahélienne. Bois et Forêts des Tropiques, 2004, n°282 (4). 11-17.
- Ganaba S., Ouédraogo W. E. et Samandoulougou Y., (à paraître) . Impact des règles internes de gestion des ressources naturelles dans la gestion de ces ressources et des conflits sociaux en région sahélienne du Burkina Faso. Programme Zones Arides, iied.
- Guinko S., 1984. Végétation de la Haute-Volta. Thèse de doctorat ès-Sciences naturelles, Université de Bordeaux II, 1984, 364p.
- Homewood K., 1997. land use, household viability and migration in the Sahel. Final report to INCO-DC, UCL, Contract TS3\*CT94-0276, 57p.
- INSD, 2003. Burkina Faso. La pauvreté en 2003. Résumé. Ministère de l'Economie et du Développement, Burkina Faso., 34p.
- Kintz D., 1995. Recommandations méthodologique. Association « Avenir, Espaces et Sociétés », AVES. Observatoire du foncier au Mali, 32p.
- Ly B. S. et Schenk S., 1986. Glossaire des termes principaux de l'élevage peul -français/français-peul. Projet GCP/RAF/175 (SWI) et GCP/UPV/027 (ITA), FAO, 142p.
- Lykke A. M., 1997. Trees and shrubs of sahelian depressions : highly important but heavily threatened . SEREIN Working Paper 31 :1977. Copenhagen, Danamark, 17p.
- Lykke A.M., Kristensen M. K., Ganaba S. 2004. Valuation of local use and dynamics of 56 woody species in the Sahel. Biodiversity and Conservation 13:1961-1990, 2004.
- Mainguet M., 2003. Les sécheresses et le génie créateur de l'homme dans les milieux secs : nouvelle géographie de l'adaptation ? Site web : [http://fig-st-die.education.fr/actes/actes\\_2003/mainguet/article.htm](http://fig-st-die.education.fr/actes/actes_2003/mainguet/article.htm)
- Ouattara N. F. et Ouédraogo K. D., 2004. Caractérisation climatique des sites de recherche du programme sur les zones en marge du désert (DMP). Rapport d'étude, Programme DMP/GEF Burkina, 22p.
- SAS, 2002. JMP version 5. The statistical Discovery Software. Introduction Guide. Statistics and Graphics Guide. SAS Institute, Cary, NC, USA.
- Tiral M. S., 2002. Etudes sur les revenus des ménages de l'Oudalan 2002. Rapport final. Programme de Développement Local de l'Oudalan (PDL-UDL), MED, 65p.



## LA CHARTE FRANÇAISE DE L'ENVIRONNEMENT: quelle efficacité ?

Dominique Bourg, Directeur du CREIDD (Centre de recherches et d'études interdisciplinaires sur le développement durable), Université de technologie de Troyes, BP 2060, 12, rue Marie Curie, F - 10010 TROYES CEDEX ; tel : 33 (0)3 25 71 76 89, fax : 33 (0)3 25 71 76 98, Courriel : [dominique.bourg@utt.fr](mailto:dominique.bourg@utt.fr)

---

**Résumé** : après avoir succinctement situé la Charte constitutionnelle française de l'environnement dans le panorama juridique international, je présenterai le processus institutionnel d'élaboration de ce texte et les liens qu'il entretient avec la thématique générale des générations futures. Je produirai ensuite une brève analyse de trois des articles de cette Charte et mettrai en lumière quelques-unes des raisons qui permettent de pronostiquer une efficacité réduite.

**Mots clefs** : Constitution, Principe de précaution, Droit, Générations futures, Environnement, Politiques publiques

**Abstract** : after having briefly situated the French Constitutionnal Environment Charter in the international law context, I will introduce the institutional process we used to elaborate this text and the connexions it has with the general theme of future generations. Then, I will quickly analyse 3 articles of this Charter and show some of the reasons that allow us to expect a limited efficiency.

**Key words** : Constitution, Precautionary Principle, Law, Future generations, Environment, Public policies

---

### Introduction

La France n'est de loin pas le premier pays à avoir introduit l'environnement ou le développement durable dans sa Constitution. L'article 37 de la Charte des droits fondamentaux de l'Union européenne, proclamée à Nice en décembre 2000 et qui aurait pu (ou pourra) acquérir un statut constitutionnel avec l'adoption du Traité Constitutionnel Européen, dispose qu'un « niveau élevé de protection de l'environnement doit être assuré conformément au principe du développement durable ». Le droit de l'homme à l'environnement est également reconnu dans le cadre du Conseil de l'Europe. L'article 20a de la Constitution allemande évoque la responsabilité de l'Etat pour les générations futures. L'article 41 de la Constitution argentine affirme le « droit à un environnement sain, équilibré, apte au développement de l'homme ». La Constitution brésilienne décline dans le détail les devoirs de la puissance publique afin de garantir le « droit à un environnement écologiquement équilibré » (art. 225). Les Constitutions espagnole (art. 45 et 53), équatorienne (art. 19) et grecque (art. 24) visent aussi à garantir la protection de l'environnement. L'article 66 de la Constitution portugaise affirme le droit à un environnement « sain et écologiquement équilibré », alors que la constitution néerlandaise (art. 21) n'évoque que la protection et l'amélioration du « cadre de vie ». En revanche, la Constitution suédoise évoque le « cadre favorable à la vie ». Enfin, sans rechercher l'exhaustivité, signalons encore la Constitution de la Confédération helvétique qui consacre sa section 4 à l'environnement et à l'aménagement du territoire ; l'article 73 dispose que « la Confédération et les cantons oeuvrent à l'établissement d'un équilibre durable entre la nature, en particulier sa capacité de renouvellement, et son utilisation par l'être humain ».

L'originalité relative de la démarche française est de ne pas insérer dans le corps de la Constitution du 4 octobre 1958 la mention d'un droit à l'environnement, mais de modifier son préambule, afin d'ajouter à l'évocation de la Déclaration des droits de l'Homme et du citoyen de 1789 et à celle du Préambule de la Constitution de 1946 celle de la nouvelle Charte (voir texte en annexe). Ce faisant, l'idée est d'affirmer à la suite des deux premières générations de droits de l'homme, politiques puis économiques et sociaux, une troisième génération, celles des droits, mais aussi des devoirs, relatifs à l'environnement. Rappelons que pour le juge constitutionnel français, ces textes relèvent du bloc de constitutionnalité et disposent de la même force que ceux de la Constitution stricto sensu. En conséquence, la Charte n'affirme pas le seul droit à l'environnement, mais permet d'élever au plus haut niveau des normes un ensemble de principes propres au droit contemporain de l'environnement, à savoir les principes de prévention et de précaution, d'information et de participation et du pollueur-payeur, en l'occurrence remplacé par un principe de responsabilité instituant un devoir de réparation écologique. Enfin, dernier trait, la Charte associe l'environnement, plus précisément un certain état de l'environnement, à la condition d'émergence de l'humanité en tant que telle ; elle associe donc la perpétuation de l'existence de l'humanité à la protection et préservation des équilibres environnementaux, fussent-ils dynamiques. La perspective retenue est ainsi universaliste, elle couvre indirectement le droit des autres peuples et plus généralement le droit universel des générations futures à un environnement sain et équilibré, et a fortiori à l'existence.

Cette perspective universaliste constitue un objectif constitutionnel, c'est-à-dire un objectif que les pouvoirs législatif et exécutif, quant à ce dernier notamment sur les scènes

européenne et internationale et évidemment sans obligation de résultats, doivent s'efforcer d'atteindre. Nous nous interrogerons sur l'efficacité présumée d'un tel dispositif déclaratoire. Mais auparavant, nous présenterons la genèse de cette Charte, les liens qu'elle tisse avec la thématique des générations futures, enfin ses forces et faiblesses relativement à ses trois articles clés, les articles 1, 4 et 5.

### Genèse

L'inscription du droit à l'environnement dans la Constitution n'est pas une idée nouvelle en France. Elle comptait déjà parmi les « Cent mesures pour l'environnement » du Rapport Louis Armand qui a abouti en octobre 1971 à la création du ministère de l'environnement. Une idée qui n'a d'ailleurs cessé d'être reprise depuis lors. C'est le discours du Président de la République prononcé à Orléans le 3 mai 2001, Jacques Chirac, alors candidat à sa réélection, qui relance de façon décisive et définitive cette idée : « Au nom de cet idéal, l'écologie, le droit à un environnement protégé et préservé doit être considéré à l'égal des libertés publiques. Il revient à l'Etat d'en affirmer le principe et d'en assurer la garantie. Et je souhaite que cet engagement public et solennel soit inscrit dans une charte de l'environnement adossée à la Constitution et qui en consacrerait les principes fondamentaux. » Un autre discours prononcé à Avranches le 18 mars 2002, précise l'intention du chef de l'Etat : « Je proposerai aux Français d'inscrire le droit à l'environnement dans une charte adossée à la Constitution, aux côtés des droits de l'homme et des droits économiques et sociaux. (...) La protection de l'environnement deviendra un intérêt supérieur qui s'imposera aux lois ordinaires. »

Peu de temps après la réélection de J. Chirac, le projet de charte constitutionnelle est présenté en Conseil des ministres, le 5 juin 2002. Conformément à une pratique française ancrée depuis la 19<sup>ème</sup> siècle,<sup>6</sup> le principe de confier la préparation de ce projet à une « commissions de sages » est arrêté. Le même conseil du 5 juin désigne la paléontologue Yves Coppens pour présider cette commission. La nomination d'une personnalité connue pour ses prises de position radicales en faveur d'une fuite en avant technologique<sup>7</sup> a étonné, mais *in fine* le rôle d'Yves Coppens à la tête de la commission a plutôt été généralement apprécié.

<sup>6</sup> Cf. Bourg D. & Boy D. (2005) : *Conférences de citoyens, mode d'emploi*, Paris, pp. 17-19 ; plus généralement, voir Rosanvallon P. (1998) : *Le Peuple introuvable. Histoire de la représentation démocratique en France*, Paris.

<sup>7</sup> Cf. « L'avenir est superbe, écrit Y. Coppens, s'écriait récemment le paléontologue Yves Coppens. La génération qui arrive va apprendre à peigner sa carte génétique, à accroître l'efficacité de son système nerveux, faire les enfants de ses rêves, maîtriser la tectonique des plaques, programmer les climats, se promener dans les étoiles et coloniser les planètes qui lui plairont. Elle va apprendre à bouger la Terre pour la mettre en orbite autour d'un plus jeune Soleil. Elle va comprendre le

La commission, appelée Commission Coppens, était composée de dix-huit membres : deux députés, deux industriels, un représentant du monde des assurances, un représentant du monde agricole, deux représentants du monde associatif (environnement et consommateurs), un représentant du monde syndical, un juriste, un conseiller d'Etat, un représentant de l'Académie nationale de médecine, un économiste, un écologue, un paléontologue, un physicien, un représentant des sciences de l'ingénieur et un philosophe<sup>8</sup>. Quatre de ses membres avaient dès le départ une connaissance transversale et relativement approfondie des problèmes écologiques et du développement durable, ce qui est assez peu. Quoi qu'il en soit, il était évidemment légitime que la commission ne fût pas exclusivement composée d'environnementalistes ; elle offrait au contraire une certaine diversité de cultures, d'opinions, de sensibilités et d'intérêts avec toutefois un seul écologue, aucun climatologue, aucun spécialiste de la biodiversité, en dépit d'une surreprésentation du monde scientifique ; autre déséquilibre, elle ne comportait que trois femmes. Le choix des membres a été arrêté par la ministre de l'écologie et du développement durable, Madame Roselyne Bachelot-Narquin, Yves Coppens et les services de l'Etat ; ces derniers ont efficacement accompagné les travaux de la Commission jusqu'à la remise du rapport final.

Durant la durée des travaux de la Commission, une large concertation a été organisée. Un questionnaire a été adressé à 55.000 acteurs dont 700 leaders d'opinion. Un site internet dédié a permis de recueillir 1500 questionnaires supplémentaires et 400 contributions libres. Quatorze assises régionales ont permis la participation plus élaborée de 8.000 autres personnes. Des membres de la Commission ont systématiquement participé à ces assises et chacune a été suivie d'un compte-rendu en séance plénière ; les questionnaires et le forum ont également donné lieu à un compte-rendu. Il est toutefois impossible de préciser le poids de cet accompagnement participatif sur les travaux de la Commission. Cette dernière a par ailleurs organisé plusieurs sous-commissions, et au premier chef une sous-commission de juristes, ce qui a permis d'élargir le cercle des compétences internes ; un colloque a été organisé le 11 mars 2003. Enfin, à compter du début 2003, une commission rédactionnelle, avec quelques participants extérieurs mandatés par des membres internes, a été chargée de proposer une rédaction du projet de loi. Quoi qu'il en soit, tous les travaux externes, et notamment ceux du comité de rédaction, ont donné lieu à un débat et à une décision de la Commission en séance plénière.

Le Chef de l'Etat est intervenu à deux moments dans les travaux de la Commission. A l'automne 2002, face à une délégation de la Commission, lorsqu'il convenait de trancher entre les trois scénarios élaborés par la sous-commission de juristes : le

processus de l'évolution biologique et comprendre aussi que c'est l'éducation qui rend tolérant. » *Le Monde* du 3 septembre 1996.

<sup>8</sup> L'auteur de l'article.

scénario A avec une modification du Préambule de la Constitution se référant à une Charte de valeur constitutionnelle ; le scénario B avec une modification du Préambule consacrant de façon très concise le droit à un environnement sain et l'introduction d'une loi organique<sup>9</sup> portant la Charte, dès lors dépourvue de valeur constitutionnelle ; et un scénario C avec une modification du Préambule identique à celle du scénario précédent, sans Charte sous forme de loi organique, mais conçue comme simple exposé des motifs de la modification du Préambule. Le Chef de l'Etat a alors demandé qu'une solution de synthèse entre les scénarios A et B soit trouvée ; recommandation suivie par la Commission, puisque a été proposée une Charte à valeur constitutionnelle, du fait de sa mention au sein du Préambule, et une modification de l'article 34 de la Constitution.<sup>10</sup>

La seconde intervention, le 23 avril, a eu lieu après la fin des travaux de la Commission, le 8 avril. Ont été présentés au Président de la République les différents points sur lesquels il y avait eu débats au sein de la Commission. Il lui était demandé de trancher entre les deux versions du Rapport final de la Commission. Le projet de loi constitutionnelle proposé par la Commission présentait trois articles : le premier portant la modification du Préambule, le second exprimant la Charte et le troisième proposant deux variantes de la modification de l'article 34 de la Constitution ouvrant soit sur une loi organique précisant les conditions d'application de la Charte, soit sur une extension du domaine de la loi à l'environnement, et donc de la nécessité de légiférer en lieu et place de la simple réglementation. L'autre variante concernait les derniers alinéas de la Charte : une version faible qui affirmait les idées de précaution, de prévention et de réparation, en se gardant d'employer le mot « principe » et en renvoyant aux conditions définies par la loi ; la seconde, plus forte, affirmait clairement les principes de prévention, de précaution et du pollueur-payeur, sans renvoyer à la loi, les transformant ainsi en principes d'application directe, et la nécessaire inspiration des engagements internationaux de la France par la Charte. Le Chef de l'Etat a alors tranché, à l'issue de cette réunion, en faveur de la version forte.

Les débats au sein comme au dehors de la Commission ont été assez vifs. A l'intérieur, l'atmosphère s'est tendue avec le commencement du travail de rédaction, évidemment révélateur des divergences. Les débats les plus vifs ont concerné le principe de précaution, dont l'élévation au statut de principe constitutionnel était refusé par de nombreux membres. A l'arrière-plan, les différences d'appréciation quant au pouvoir des sciences et techniques étaient perceptibles, plus que les enjeux

proprement économiques. Les mêmes préoccupations et lignes de fracture semblent avoir traversé l'opinion publique, avec toutefois un recours à l'hyperbole et à l'exagération marqué. L'avis rendu par l'Académie des sciences le 18 mars, c'est-à-dire à la veille de ce qui aurait dû être la dernière séance de la Commission, mérite d'être mentionné : « L'Académie des sciences recommande que le principe de précaution ne soit pas inscrit dans des textes à valeur constitutionnelle ou dans une loi organique car il pourrait induire des effets pervers, susceptibles d'avoir des conséquences désastreuses sur les progrès futurs de notre bien-être, de notre santé et de notre environnement. » Deux des membres de la Commission se sont alors employés à recueillir sur un site dédié jusqu'à 500 signatures de scientifiques, avec de nombreuses signatures prestigieuses, afin de montrer que cet avis ne reflétait pas l'opinion majoritaire au sein de la communauté scientifique.<sup>11</sup> Plus généralement, le débat orchestré par la presse a plutôt servi la Charte, les critiques portées semblant en effet s'annuler : d'aucuns, sensiblement moins nombreux, affirmaient que le texte n'allait pas assez loin, alors que les autres redoutaient une juridiciarisation accrue des affaires publiques, une marginalisation de la recherche, voire de l'économie française. Telle était par exemple la position soutenue par le MEDEF, l'organisation syndicale patronale française.<sup>12</sup> Autre caractéristique de ce débat, aucune partie du corps social ne semble s'être en entier prononcée contre ce projet : nous l'avons vu pour la communauté scientifique, cela vaut aussi pour les dirigeants d'entreprises, le président du Centre des Jeunes Dirigeants d'Entreprises s'étant prononcé pour. Le milieu environnementaliste, à savoir le monde associatif, celui des ONG et même les Verts, après des critiques et des réserves, plutôt minoritaires, a fini par se rallier à la quasi unanimité au texte à la veille de son adoption par le Congrès.

Rappelons d'ailleurs pour finir les étapes du processus. Adopté par le conseil des ministres du 25 juin 2003, le projet de loi du gouvernement, différent de celui remis par la Commission sans être pour autant dénaturé, ne sera soumis au vote de l'Assemblée que le 1<sup>er</sup> juin 2004, et ce après avoir été retiré plusieurs fois de l'agenda parlementaire.<sup>13</sup> Ce qui est le signe d'un manque d'enthousiasme évident du Parlement, peu sensible en général aux questions d'environnement.<sup>14</sup> Les articles 1, 3, 5 et 6 du texte adopté sont amendés, et l'on pourrait même dire améliorés ; sur certains points d'ailleurs, ils sont plus proches du texte initial ; il est également décidé de modifier l'article 34 de la Constitution et d'inclure ce faisant l'environnement dans le domaine relevant nécessairement de la loi, conformément à l'une des recommandations de la Commission. Le Sénat adopte quant à lui le texte amendé par l'Assemblée le 24 juin 2004 sans

---

<sup>9</sup> C'est-à-dire une loi supérieure à la loi ordinaire, mais ne touchant pas l'organisation des pouvoirs comme la Constitution, et plus facilement modifiable.

<sup>10</sup> Étaient alors présents, la ministre, le président de la commission, le physicien, le juriste et le philosophe, seul ce dernier ayant défendu le scénario A.

---

<sup>11</sup> Il s'agissait de Christian Brodhag et de l'auteur, le site s'intitulait « pourlacharte.org ».

<sup>12</sup> Conférence de presse du MEDEF du 13 janvier 2004.

<sup>13</sup> Débats les 25 et 26 mai.

<sup>14</sup> Voir Boy D. (2003) : Les Parlementaires et l'environnement, *Les Cahiers du PROSES*, vol. 7, Sciences Po., Paris.

modification. Dans les deux cas, le texte est adopté par la majorité seule, et pas au complet. Il sera définitivement adopté le 28 février 2005 par le Congrès, c'est-à-dire la réunion des deux chambres à Versailles, à la majorité des trois cinquièmes, comme l'exige la procédure de révision constitutionnelle : sur 665 votants, 554 se sont exprimés, 531 pour et 23 contre ; les groupes socialistes et communistes ont décidé de ne pas prendre part au vote, pour des raisons touchant soit certains aspects du texte, soit le jeu politique, et ont indiqué explicitement qu'ils ne vouaient ni adopter formellement le texte, ni empêcher son adoption.<sup>15</sup>

### La Charte et les générations futures

Quels sont les aspects de la Charte qui concernent le plus directement la thématique des générations futures ? A cet égard, les considérants qui ouvrent le texte de la Charte sont fondamentaux : ils situent d'emblée le texte à un niveau universel et sur un plan global en matière d'environnement : il y est question d'« existence même de l'humanité » et de « patrimoine commun des êtres humains » ; il est aussi question des « conditions de la vie » et d'« évolution ». Le dernier considérant reprend la définition Brundtland du développement durable. L'objet de ces considérants est donc bien l'avenir de l'humanité, conditionné par la pression que nous exerçons à l'échelle globale, et non les seules dégradations du milieu naturel franco-français. Remarquons enfin que les menaces attachées à la dégradation globale de l'environnement – et au premier chef le réchauffement climatique et la dégradation potentielle des services écologiques due à l'accélération du rythme d'érosion de la biodiversité – ne concerne pas tant les Français d'aujourd'hui que ceux de demain, et a fortiori les générations à venir en général.

De tous les principes qui suivent, c'est le principe de précaution qui se rapporte le plus à l'esprit des considérants, puisqu'il vise à prévenir, autant que faire se peut, des dégradations irréversibles de l'environnement, et au premier chef les dégradations de la biosphère.

La quasi totalité des autres articles est tendue vers le futur. C'est le cas du devoir de prévention à la source (art. 3), du devoir de « contribuer à la réparation des dommages » écologiques (art. 4), de l'obligation des « politiques publiques » de « promouvoir un développement durable » (art. 6), de l'obligation pour les autorités d'éduquer et de former à l'environnement (art. 8), de la mise à contribution de la recherche en matière de « préservation » et de « mise en valeur de l'environnement » (art. 9), et enfin du rôle que doivent jouer les autorités publiques sur la scène européenne et internationale (art. 10).

L'opposition entre l'article 1 qui pose le droit de chacun à « vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé », qui concerne les Français d'aujourd'hui, et les articles susmentionnés

est patente. Il y a même une sorte de réciprocité tacite entre le droit de l'article 1 et l'ensemble des devoirs personnels et des obligations de la puissance publique propres aux articles suivants, qui visent la contribution du peuple français à une cause universelle et la réduction des impacts qu'il occasionne et occasionnera.

### Forces et faiblesses de la Charte

J'aimerais désormais commenter trois des principaux articles de cette Charte. L'alinéa correspondant dans le Rapport de la Commission Coppins à l'article 1 est le suivant : « Toute personne a le droit de vivre et de se développer dans un environnement sain et équilibré qui respecte sa dignité et favorise son bien-être ». La version gouvernementale préserve l'affirmation d'un droit subjectif nouveau, mais supprime l'idée de dignité tout en substituant la santé au bien-être : « Chacun a le droit de vivre dans un environnement équilibré et favorable à sa santé ». Curieusement, en supprimant le respect de la dignité, la version officielle rabat le texte sur la seule dimension biologique, alors qu'il s'agissait de prendre en considération, au-delà du seul aspect de l'équilibre écosystémique, le rôle de l'action humaine et une valeur morale, immatérielle et abstraite, la dignité. La substitution de la santé à au bien-être est quant à elle proprement maladroite : la notion de bien-être est aussi plus immatérielle et renvoie notamment aux aspects qualitatifs du paysage, alors que la notion de santé est biologique et rend absurde l'adjectif « favorable » : cela revient en effet à prêter une vertu thérapeutique à l'environnement. Enfin l'adjectif possessif « sa » ouvre à toutes les interprétations subjectives, y compris les plus fantaisistes. La version amendée par le Parlement corrige ces défauts : « Chacun a le droit de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé. » Il s'agit alors de la notion de santé publique, objectivable et contrôlable ; ce qui constitue un gage d'effectivité pour un texte par ailleurs général, qui pourrait ne jamais quitter l'idéal éthéré du droit naturel. Force est par ailleurs de constater que ce lien est au cœur de la sensibilité contemporaine. Il élargit par ailleurs le champ d'application des articles suivants à l'interface santé-environnement.

Le second article clé est l'article 4, laissé intact par le Parlement : « Toute personne doit contribuer à la réparation des dommages qu'elle cause à l'environnement, dans les conditions définies par la loi ». L'alinéa correspondant au sein du projet (version forte) de la Commission Coppins était : « La préservation et la mise en valeur de l'environnement reposent sur les principes suivants : (...) – le principe pollueur-payeur, selon lequel il appartient à chacun de contribuer aux coûts de la prévention et de la réparation des atteintes à l'environnement qui pourraient résulter de son activité ou de son comportement ». La Commission se contentait de reprendre le principe pollueur-payeur et de rappeler ses deux fonctions : réparatrice et préventive, le but de ce principe étant de permettre de dégager des fonds disponibles pour la dépollution. L'article 4 cherche donc à coiffer le principe pollueur-payeur par un principe plus large, établissant une responsabilité écologique obligeant à la réparation du milieu lui-

<sup>15</sup> Voir le Compte rendu analytique officiel du Congrès du 28 février, site de l'Assemblée nationale.

même, au-delà des atteintes aux biens et aux personnes, autant que possible. Il s'agit donc d'un principe de responsabilité écologique. Le mot contribuer ne laisse pas toutefois d'être problématique. Il dispose de deux fondements : en premier lieu, il est des dommages pour lesquels la réparation, stricto sensu, n'a pas de sens, comme pour le changement climatique ; en second lieu, l'intention du gouvernement était de pouvoir protéger des catégories particulières, comme les agriculteurs, auxquels on pourrait imputer à l'avenir des dégâts écologiques pour des pratiques encouragées par d'autres et dont tous auraient, à un moment, bénéficié. Il n'empêche que le mot contribuer autorise une part minimale à l'effort de réparation, comme c'est le cas pour le fonds d'indemnisation des catastrophes pétrolières. Ce texte rend donc constitutionnelles des lois minimalistes. Il aurait suffi d'ajouter une locution adverbiale, par exemple « de contribuer de façon significative », pour produire une sorte d'effet sémantique cliquet et d'interdire de telles lois. Cela n'a évidemment pas été souhaité par les autorités.

Enfin, le troisième article décisif, celui qui a suscité le plus de débats, est l'article 5 : « Lorsque la réalisation d'un dommage, bien qu'incertaine en l'état des connaissances scientifiques, pourrait affecter de manière grave et irréversible l'environnement, les autorités publiques veillent, par application du principe de précaution et dans leurs domaines d'attributions, à la mise en œuvre de procédures d'évaluation des risques et à l'adoption de mesures provisoires et proportionnées afin de parer à la réalisation du dommage ».

Première remarque, cet article ne constitue pas une définition générale, mais circonstanciée, du principe de précaution, relative à l'environnement et à l'interface santé-environnement en raison de l'article 1 : elle se réfère en effet à un principe existant par ailleurs (« par application du ... »), celui défini par le Traité de Nice et par la jurisprudence de la Cour de Justice Européenne.

Deuxième remarque, cet article est le seul de la Charte à être d'application directe : il ne définit aucun objectif constitutionnel que des lois futures devraient réaliser, et est applicable en tant que tel, et non dans « les conditions définies par la loi ». Il se distingue clairement de l'article L 110-1 du *Code français de l'environnement*, moins précis et qui comportait deux aspects critiquables : à propos de l'incertitude, il faisait mention de l'« état des connaissances scientifiques et techniques », ce qui revenait à étendre indûment le domaine d'application du principe aux incertitudes techniques<sup>16</sup> ; il contenait la clause « à un coût économiquement acceptable » qui aurait pu, par exemple, autoriser à ne rien faire en matière d'amiante, compte tenu du coût de l'interdiction de la filière pour les industriels.

<sup>16</sup> On entend ici par incertitude scientifique un manque de connaissance quant aux effets d'un ou plusieurs dispositifs techniques sur un ou plusieurs mécanismes naturels, c'est-à-dire universels et spontanés ; l'incertitude technique renvoyant en revanche à un défaut de savoir quant à un événement singulier attaché au fonctionnement d'un dispositif particulier.

Troisièmement, cet article identifie clairement les deux volets de la mise en œuvre du principe : en premier lieu l'évaluation de l'état des connaissances, et en second lieu l'adoption de mesures visant à réduire le risque. A cet égard la différence entre les différentes versions est intéressante. Là où les textes du gouvernement comme du parlement parlent de « procédures d'évaluation des risques », la Commission Coppens préférerait évoquer la mise en œuvre d'un « programmes de recherches » ; il s'agissait d'éviter une démarche par trop administrative, alors même que la logique de la précaution est inséparable d'un effort de réduction du défaut de connaissances qui affecte un risque potentiel. Autre différence, cette fois entre les versions gouvernementale et parlementaire : le gouvernement avait placé en premier l'adoption de mesures, alors que le parlement a inversé l'ordre, mettant en premier, au titre de préalable indispensable, l'évaluation des risques. La version gouvernementale souffrait d'un autre défaut : avec l'expression « éviter la réalisation du dommage », elle alimentait la confusion largement répandue entre principe de précaution et exigence de risque zéro. Face à l'inertie qui caractérise les problèmes d'environnement globaux, tout particulièrement, et face à la prise de conscience généralement tardive des problèmes en la matière, la suppression du risque est en effet hors d'atteinte. Autre amendement parlementaire, l'ajout de l'expression « dans leurs domaines d'attributions » : il s'agissait pour les parlementaires de répondre à la crainte de ceux d'entre eux qui sont également élus locaux – maires tout particulièrement -, de pouvoir être attaqués pour défaut de mise en œuvre du principe, crainte juridiquement infondée.

Revenons à l'une des deux conditions à la mise en œuvre du principe : la qualification de « grave et irréversible » pour les dommages susceptibles d'affecter l'environnement. On a beaucoup glosé sur le choix du « et » au lieu du « ou ». Les critiques adressées à l'encontre de ce choix ne me paraissent pas fondées. La disparition d'une espèce constitue un phénomène irréversible, mais non nécessairement grave, à la différence de l'accélération du rythme naturel d'érosion des espèces. A l'inverse, un risque entaché d'incertitudes, face à l'éventualité duquel nous disposerions de techniques palliatives rapides, ne saurait solliciter la même mobilisation, en termes de moyens préventifs, qu'un risque nous plaçant face à l'alternative suivante : soit l'action en dépit de l'incertitude, soit l'éventualité d'être durablement impuissants face à des dommages graves, voire globaux.

Une ultime remarque au sujet de l'adjectif « provisoire » qualifiant les mesures de prévention adoptées. Considérons le cas du climat : nous pouvons espérer parvenir à réduire, puis à stabiliser nos émissions de gaz à effet de serre, afin d'éviter les scénarios d'élévation moyenne de la température les plus élevés. Et pourtant, il conviendra de maintenir ensuite indéfiniment l'exigence d'une concentration atmosphérique des gaz à effet de serre proche du niveau d'avant la crise. Le mot provisoire perd dans un tel cas de figure toute pertinence. Une autre raison de lui préférer l'adjectif « révisable », proposé par l'économiste Olivier

Godard, est la dynamique même de la précaution qui exige la révision des mesures préventives au gré de l'évolution des connaissances.

Rappelons enfin l'importance du principe de précaution eu égard aux générations futures. C'est le principe par excellence du droit contemporain de l'environnement, et plus encore celui qui doit guider les politiques publiques en la matière. Nous ne souffrons en effet, pour l'heure, ni du changement climatique, ni de l'état de dégradation de la majorité des écosystèmes et de ses conséquences en termes de fragilisation des services vitaux qu'ils nous rendent.<sup>17</sup> Il est impossible aujourd'hui de connaître précisément les conséquences qui découleront de ces deux phénomènes et, pourtant, compte tenu de l'inertie des systèmes naturels et de l'irréversibilité de leur dégradation, c'est maintenant qu'il conviendrait d'agir. On ne saurait ni refroidir les océans, ni reconstituer les biocénoses détruites. Le principe de précaution, principe d'action et d'anticipation, n'a d'autre fonction que de nous inciter à agir sans tarder. Or, l'intérêt des générations futures est directement dépendant de la réponse que nous apporterons, le plus rapidement possible, à ces défis globaux.

### Conclusion

Quel est l'apport de la Charte eu égard à l'état antérieur du droit interne ? La Charte, et tout particulièrement ses considérants, sans revenir sur la définition de l'environnement, en enrichissent substantiellement la conception. L'environnement apparaît en effet comme la condition même de l'existence de l'humanité, et partant comme le patrimoine commun de tous les êtres humains, présents et à venir ; un patrimoine au demeurant fragilisé par nos actions économiques, à savoir « certains modes de consommation ou de production et par l'exploitation excessive des ressources naturelles » ; d'où, enfin, le statut nouveau de la « préservation de l'environnement » : un des « intérêts fondamentaux de la Nation », et donc un des devoirs de l'Etat. A quoi il convient encore d'ajouter les liens opérés entre l'état de l'environnement et la santé publique (art. 1), entre les systèmes d'éducation et de formation d'un côté (art. 8), la recherche et l'innovation de l'autre (art. 9), et la préservation de l'environnement. C'est ainsi une conception résolument contemporaine de l'environnement, tributaire notamment de la conscience du changement global et des liens entre environnement et santé publique, qui fait son entrée dans la Constitution française.

Le second apport concerne les principes fondamentaux de l'environnement. L'intention présidentielle, comme en témoignent les discours d'Orléans et d'Avranches, était de hisser au niveau des normes constitutionnelles les principes qui organisent la préservation de l'environnement, et donc d'en faire l'égal des libertés publiques, lesquelles transcendent les lois ordinaires. C'est ainsi chose faite, ce qui ne manquera pas d'avoir

des conséquences lorsque la préservation de l'environnement entre en contradiction avec d'autres normes.

Les choses sont toutefois plus contrastées si l'on se tourne vers les principes eux-mêmes. Les principes généraux du droit de l'environnement, affirmés au niveau communautaire depuis l'Acte Unique (Maastricht), inclus dans le droit interne depuis 1995, sont les principes de prévention, de précaution, d'information et de participation, et du pollueur-payeur. La Charte, quant à elle, n'affirme qu'un seul principe, celui de précaution, d'application directe, et définit trois objectifs constitutionnels (« dans les conditions définies par la loi »). Plus précisément, la Charte redéfinit d'une façon plus satisfaisante le principe de précaution (voir plus haut), et pose trois objectifs constitutionnels : le devoir de prévention (art. 3), le devoir de contribuer à la réparation des dommages écologiques (art. 4), le droit à être informé et à participer à l'élaboration des décisions publiques relatives à l'environnement (art. 7), conformément d'ailleurs à la convention d'Aarhus, et ce là aussi d'une façon plus satisfaisante que ne le faisait l'article L 110-1 du *Code de l'environnement*. Ce faisant, la Charte ne supprime pas le principe pollueur-payeur, mais elle le coiffe d'un devoir plus large, qu'il est loisible d'interpréter de façon peu exigeante. L'objectif selon lequel le pollueur doit contribuer pécuniairement à la réparation de ses dégradations ne permet pas, toutefois, de fixer par lui-même la hauteur de cette contribution, et n'interdit pas non plus des cas particuliers où le pollueur puisse être intégralement le payeur ; ce que n'affirme pas non plus le principe pollueur-payeur. Ces choix sont renvoyés à la loi. En ce sens, il ne devrait pas y avoir de contradiction entre l'article 4 et le principe du pollueur-payeur.

Quelle sera, plus généralement, l'efficacité de ce texte ? Il est difficile de répondre à cette question, l'efficacité d'un texte constitutionnel se mesurant généralement à l'aune de la durée. Tel fût par exemple le cas de la Déclaration des droits de l'homme et du citoyen de 1789, dont les effets se sont libérés selon un rythme quasi séculaire.<sup>18</sup> En dépit de la mention commune de ces deux textes au sein du Préambule de la Constitution, ils n'ont toutefois pas grand-chose à voir. Les constituants de 1789 se référaient fréquemment à des œuvres philosophiques, au premier chef Locke et dans une moindre mesure Rousseau ; en revanche, tel ne fut pas le cas des membres de la Commission Coppens. Leurs divergences renvoyaient certes à des options philosophiques différentes, notamment en ce qui concerne le pouvoir des technologies, mais elles n'ont été ni explicitées, ni discutées. Ensuite, l'efficacité de la Charte sera rapide ou ne sera pas, compte tenu de l'urgence relative des réponses à nos impasses écologiques. Enfin, il est difficile d'aborder cette question sans approcher celle des modalités françaises de saisine du Conseil constitutionnel. Il ne peut être saisi qu'avant la promulgation des lois et la saisine requiert la signature d'au moins soixante parlementaires, ce qui constitue une procédure très restrictive. Le rôle potentiellement correctif

<sup>17</sup> Cf. le *Millennium Ecosystem Assessment* de l'ONU, <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>

<sup>18</sup> Voir Gauchet M. (1989) : *La Révolution des droits de l'homme*, Paris.

d'un texte comme la Charte est dans ces conditions quasi inexistant, sauf à pouvoir compter sur la vigilance écologique, pour l'heure inexistante, d'une soixantaine de parlementaires. C'est d'ailleurs pourquoi certains membres de la Commission avaient recommandé un élargissement de la procédure de contrôle de la constitutionnalité des lois, par exemple par une juridiction à l'occasion d'un contentieux. La Charte pourrait alors jouer un réel rôle de correction des lois.

Le récent examen par le parlement de l'actuel projet de loi sur l'eau et les milieux aquatiques, visant notamment à transcrire la directive européenne ayant pour objectif le retour au « bon état écologique des eaux en 2015 », est cet égard cruellement révélateur : la Charte ne change rien. Ce projet de loi entérine notamment la suppression de la taxation des nitrates d'origine agricole. Ce qui ne paraît pas même conforme au timide « contribuer » de l'article 4 de la Charte. Ce même projet ne rééquilibre pas non plus la répartition des coûts relatifs à la production d'eau potable, puisque les agriculteurs ne supporteront que 4 % du budget des agences de l'eau, le contribuable 95 %, ce qui ne correspond nullement à leurs responsabilités respectives.<sup>19</sup>

Décidément, les choses n'ont guère changé depuis Amiel, les Français préfèrent toujours la parole à l'action.

## Bibliographie

- Bourg D. & Boy D. (2005) : Conférences de citoyens, mode d'emploi, Paris, éditions Charles Léopold Mayer/Descartes et Cie.
- Bourg D. & Whiteside K. (2004) : « Le principe de précaution : un principe problématique mais nécessaire » in *Le Débat*, Gallimard, n° 129, mars-avril 2004, pp. 153-174.
- Boy D. (2003) : Les Parlementaires et l'environnement, Les Cahiers du PROSES, vol. 7, Sciences Po., Paris.
- Delflesselles B. (2004) : Rapport d'information déposé par la délégation de l'Assemblée nationale pour l'Union européenne sur la Charte de l'environnement et le droit européen, Rapport n° 1372, Assemblée nationale.
- European Environment Agency, (2001): Late Lessons from Early Warnings: The Precautionary Principle 1896-2000, Copenhagen, Environmental Issue Report, No. 22.
- Gauchet M. (1989) : La Révolution des droits de l'homme, Paris, Gallimard.
- Huglo Ch. & Malafosse J. (Ed.) (2004) : Code de l'environnement, Paris, éditions du Juris-Classeur/Litec.
- Kosciusko-Morizet N. (2004) : Charte de l'environnement, Rapport Première lecture n° 1595, Commission des lois, Assemblée Nationale, Paris.
- Office d'évaluation parlementaire des choix scientifiques et technologiques (2003) : Audition publique sur la Charte de l'environnement, Rapport n° 869 pour l'Assemblée et n° 306 pour le Sénat, Paris.
- ONU, (2005): Millennium Ecosystem Assessment, <http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>
- Rapport de la Commission Coppins, disponible sur <http://www.ecologie.gouv.fr>
- Rousseau B., « La petite loi sur l'eau adoptée par le Sénat », *La Lettre eau* n° 31, France Nature Environnement, pp. 7-11.

## Annexe : Loi constitutionnelle relative à la Charte de l'environnement

<sup>19</sup> Cf. Rousseau B., « La petite loi sur l'eau adoptée par le Sénat », *La Lettre eau* n° 31, France Nature Environnement, pp. 7-11 ; Bernard Rousseau, alors président de France Nature Environnement, était membre de la Commission Coppins.

*Texte adopté le 28 Février 2005 par le Parlement réuni en Congrès et promulgué le 1er Mars 2005 par Jacques Chirac, Président de la République.*

### Article 1<sup>er</sup>

Le premier alinéa du Préambule de la Constitution est complété par les mots : « , ainsi qu'aux droits et devoirs définis dans la Charte de l'environnement de 2004 ».

### Article 2

La Charte de l'environnement de 2004 est ainsi rédigée :

« Le peuple français,  
« Considérant,  
« Que les ressources et les équilibres naturels ont conditionné l'émergence de l'humanité ;  
« Que l'avenir et l'existence même de l'humanité sont indissociables de son milieu naturel ;  
« Que l'environnement est le patrimoine commun des êtres humains ;  
« Que l'homme exerce une influence croissante sur les conditions de la vie et sur sa propre évolution ;  
« Que la diversité biologique, l'épanouissement de la personne et le progrès des sociétés humaines sont affectés par certains modes de consommation ou de production et par l'exploitation excessive des ressources naturelles ;  
« Que la préservation de l'environnement doit être recherchée au même titre que les autres intérêts fondamentaux de la Nation ;  
« Qu'afin d'assurer un développement durable, les choix destinés à répondre aux besoins du présent ne doivent pas compromettre la capacité des générations futures et des autres peuples à satisfaire leurs propres besoins ;  
« Proclame :  
« Art. 1<sup>er</sup>. – Chacun a le droit de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé.  
« Art. 2. – Toute personne a le devoir de prendre part à la préservation et à l'amélioration de l'environnement.  
« Art. 3. – Toute personne doit, dans les conditions définies par la loi, prévenir les atteintes qu'elle est susceptible de porter à l'environnement ou, à défaut, en limiter les conséquences.  
« Art. 4. – Toute personne doit contribuer à la réparation des dommages qu'elle cause à l'environnement, dans les conditions définies par la loi.  
« Art. 5. – Lorsque la réalisation d'un dommage, bien qu'incertaine en l'état des connaissances scientifiques, pourrait affecter de manière grave et irréversible l'environnement, les autorités publiques veillent, par application du principe de précaution et dans leurs domaines d'attributions, à la mise en œuvre de procédures d'évaluation des risques et à l'adoption de mesures provisoires et proportionnées afin de parer à la réalisation du dommage.  
« Art. 6. – Les politiques publiques doivent promouvoir un développement durable. A cet effet, elles concilient la protection et la mise en valeur de l'environnement, le développement économique et le progrès social.  
« Art. 7. – Toute personne a le droit, dans les conditions et les limites définies par la loi, d'accéder aux informations relatives à l'environnement détenues par les autorités publiques et de participer à l'élaboration des décisions publiques ayant une incidence sur l'environnement.  
« Art. 8. – L'éducation et la formation à l'environnement doivent contribuer à l'exercice des droits et devoirs définis par la présente Charte.  
« Art. 9. – La recherche et l'innovation doivent apporter leur concours à la préservation et à la mise en valeur de l'environnement.  
« Art. 10. – La présente Charte inspire l'action européenne et internationale de la France. »

### Article 3

Après le quinzième alinéa de l'article 34 de la Constitution, il est inséré un alinéa ainsi rédigé :

« – de la préservation de l'environnement ; »

# AMBIGUÏTÉ ENTRE TECHNOLOGIES PROPRES ET MEILLEURES TECHNIQUES DISPONIBLES

Valérie Laforest et Rémi Berthéas, ENSM.SE / Centre SITE, 158 cours Fauriel, 42023 Saint-Etienne cedex 2 France, courriel : [laforest@emse.fr](mailto:laforest@emse.fr)

---

**Résumé** : En parallèle à l'objectif global de production plus propre diffusé par le PNUE, deux approches concernant les procédés coexistent, celles des technologies propres, d'une part, et celle des Meilleures Techniques Disponibles (MTD) d'autre part. L'étude de ces deux approches, notamment au travers de leur utilisation au niveau réglementaire et au sein des approches volontaires, fait ressortir une certaine ambiguïté. En effet, bien qu'étant inscrites dans un objectif commun de prévention, elles présentent une certaine disparité que nous faisons ici ressortir notamment dans un objectif de clarification. Cet article initie une réflexion vis-à-vis des approches environnementales touchant aux procédés de production.

**Mots clés** : technologies propres, meilleures techniques disponibles, ambiguïté, contexte réglementaire, approches volontaires

**Abstract** : In addition of the cleaner production global objective diffused by the PNUE, two technical approaches coexist : cleaner technologies and best available techniques (BAT). The study of these approaches, notably through French regulation use and voluntary approaches, reveals some ambiguities. In fact, even if they are two preventive strategies, they seem to be different from some aspects we try to clarify in this article. This article begins a though concerning production process environmental approach.

**Keywords** : *cleaner technologies, best available techniques, ambiguity, regulation context, voluntary approach*

---

## Introduction

La production plus propre n'est pas un nouveau concept. Elle a été essentiellement pratiquée depuis que les premiers processus chimiques ont été utilisés dans notre société industrielle. Initialement, l'industrie s'est concentrée sur des actions telles que l'amélioration des rendements plutôt que d'empêcher spécifiquement la pollution d'atteindre l'environnement. Cependant, la conséquence des deux actions était identique : moins de polluants dans les rejets industriels atteignant l'environnement [Van Berkel, 2000].

Néanmoins le terme de Production Plus Propre est apparu en réponse au changement que voulait mener le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) via son programme "Cleaner Production" comme le décrivait sa directrice Mme Aloïsi de Larderel [Fussler, 1996] : « *Il n'y avait pas de terme pour décrire le changement fondamental que nous voulions atteindre. Réduction des déchets (waste minimization), prévention de la pollution (pollution prevention), Technologie produisant peu de déchets (low waste technology) – aucun de ces termes ne communiquait notre idée. Nous voulions quelque chose dépassant les aspects techniques et les processus industriels pour entourer de plus larges questions comme le management et les politiques gouvernementales* ».

La figure 1 montre la façon dont la production plus propre est reliée aux autres concepts clés du management de l'environnement en considérant :

- les catégories d'impact couvertes, en particulier si une seule catégorie d'impact est visée (média spécifique) ou plusieurs (multi-média) ;
- la motivation première guidant la stratégie de management environnemental : une distinction est faite entre conduite environnementale réglementée et volontaire ;
- les approches réactives versus préventives ; si la stratégie environnementale vise les déchets et émissions une fois produits (approche curative dites « end-of-pipe<sup>20</sup> ») ou vise à les éviter en premier lieu ;
- la cible : si le concept de management environnemental se concentre sur le flux de déchets, les installations de productions ou les cycles de vie des produits.

La production plus propre peut donc être considérée comme un dénominateur commun pour les approches préventives les plus utilisées. Les plus anciennes approches préventives sont la réduction des déchets, la réduction d'utilisation des produits toxiques et la réduction des polluants à la source, chacune d'elles se concentrant sur un impact environnemental clé, respectivement les déchets dangereux, les substances toxiques ou la pollution. La plus récente approche préventive cible explicitement la réduction des impacts environnementaux tout au long de cycle de vie du produit, en se concentrant sur la conception (dans le cas de l'éco-conception) ou sur des nouvelles

---

<sup>20</sup> Un traitement dit « end-of-pipe » est un traitement de fin de chaîne de type curatif (traitement de la pollution à posteriori) comme par exemple les stations d'épurations physico-chimiques



approches pour ajouter de la valeur aux activités (dans le cas de l'éco-efficience) [Van Berkel, 2000].

Au niveau des procédés, la production plus propre se traduit par l'approche technologies propres.

### Définition des Technologies Propres

Le terme de "technologie propre" est apparu en France dès 1975. Ces technologies se définissaient comme des procédés de production modernisés, moins rudimentaires et polluants, plus économiques et conformes aux contraintes législatives en intégrant soit la récupération des matières premières, soit la valorisation de déchets inexorables. Depuis 1979, les technologies propres désignent "toutes les actions préventives permettant la révision et la remise en cause du concept de production et de transformation en vue d'éviter une perte, une nuisance et un danger" [Maes, 1996].

*L'introduction des technologies propres a trois objectifs distincts et complémentaires :*

- consommer moins de matières premières et d'énergie ;
- générer le minimum de déchet et d'effluents ;
- minimiser les nuisances et les risques.

Une technologie propre est donc une méthode de fabrication permettant, d'une part, l'utilisation la plus rationnelle possible des matières premières et de l'énergie et, d'autre part, la réduction de la quantité d'effluents polluant l'environnement et ce à un coût économiquement acceptable. En intégrant les technologies propres au sein du processus industriel, l'entreprise peut alors réintroduire ses "déchets" dans le circuit de ses activités industrielles [Maes, 1996].

Nielsen [Nielsen, 1994] donne une définition la plus large et complète sur les technologies propres :

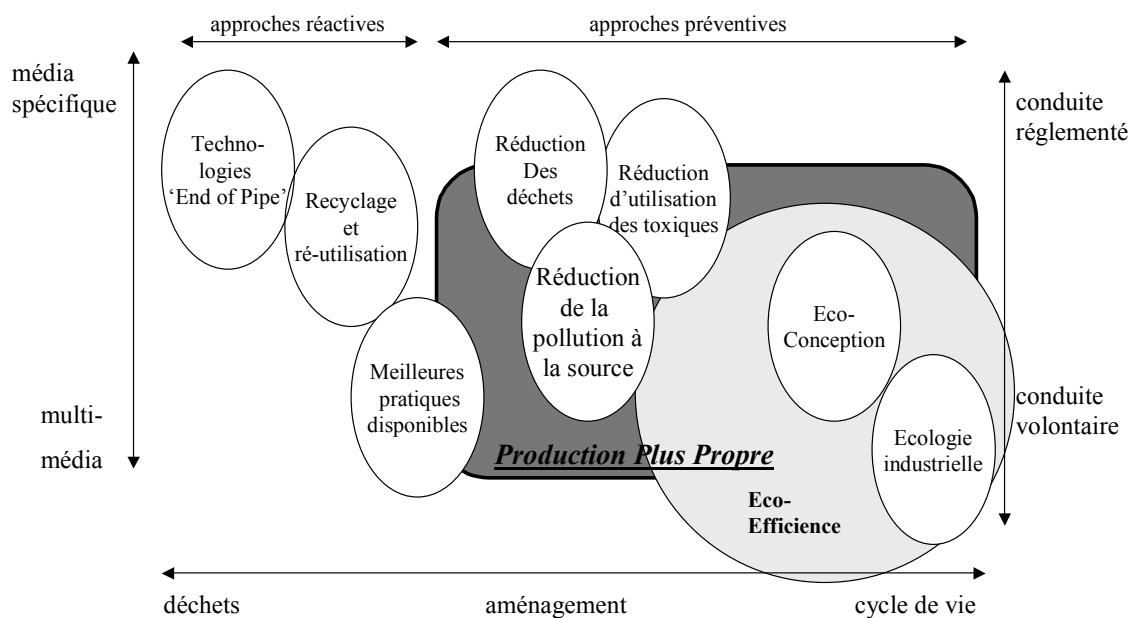


Figure 1. Relation entre production plus propre et les autres concepts de management de l'environnement [Van Berkel, 2000].

On entend par technologie propre une approche conceptuelle et procédurale du développement, de l'achat et de l'utilisation de procédés et de produits dont l'objectif est de prévenir ou de réduire les problèmes environnementaux internes et externes tout au long du cycle de vie du produit en s'efforçant de :

- minimiser les quantités de déchets gazeux, liquides et solides et les risques associés ;
- minimiser les risques d'accidents causés par des produits chimiques ou des procédés de fabrication ;
- minimiser la consommation de matières premières, d'eau et d'énergie ;
- utiliser des produits chimiques de substitution et des procédés moins nocifs pour l'homme et pour l'environnement.

Cette définition est cependant plus proche de la définition de la Production Plus Propre en intégrant la notion d'approche produit.

### Mise en œuvre des technologies propres

Laforest définit de manière plus précise la façon de mettre en place les technologies propres au sein du processus de production industrielle [Laforest, 1999] : Les technologies propres englobent toutes les interventions effectuées sur la chaîne de production avant le traitement final en station de détoxification, ce sont des opérations d'intégration anti-pollution au sein d'un processus industriel. Elles sont constituées d'un ensemble d'étapes selon la nature des problèmes identifiés et la complexité des interventions requises.

A l'opposé des techniques curatives de fin de chaîne (techniques dites "end of pipe"), les technologies propres ont pour objet la prévention à la source. L'intérêt de leur mise en place est triple : elles permettent de réduire les coûts de traitement en fin de chaîne, les coûts des pertes de matières premières devenues des polluants et les coûts liés aux taxes et redevances pour l'environnement.

Trois niveaux d'intervention permettent de mettre en œuvre les technologies propres. Ceux-ci sont ici présentés dans l'ordre croissant d'investissements et d'implication [Laforest, 1999] :

1. Optimisation du procédé existant (bonnes pratiques) ;
2. Modification du procédé (modification d'importance variable avec pour objectif la valorisation des sous-produits) ;
3. Substitution de technologies et/ou des réactifs par d'autres moins polluants.

Sur la base de ces niveaux d'intervention, quatre stratégies d'actions peuvent être définies pour la mise en œuvre de technologies propres (stratégies de production plus propre appliquées aux procédés) (figures 2 et 3).

- Amélioration du management opérationnel : L'amélioration du management opérationnel vise la réduction des déchets par un renforcement du management de la production et une bonne maîtrise des procédures de travail. C'est ce que l'on nomme communément les « bonnes pratiques ».
- Valorisation matière: Au niveau des matières sortantes la stratégie consiste à favoriser le recyclage (réutilisation du flux matière dans une autre fonction que celle initiale), la régénération (réutilisation du flux matière dans la même fonction que celle initiale) ou la simple récupération (extraction d'une partie du flux pour une autre utilisation).
- Changement des entrants matières : L'approche matière des technologies propres vise à réduire ou éliminer les matières dangereuses (pour l'homme et l'environnement) et à favoriser l'utilisation de matériaux recyclés et/ou recyclables.
- Modification ou substitution des procédés : L'approche technologie propre au niveau du procédé lui-même consiste soit à améliorer l'efficacité<sup>21</sup> en maîtrisant les conditions de fonctionnement par utilisation de monitoring, modification des paramètres de fonctionnement et modification des équipements auxiliaires, soit la substitution complète par un procédé plus efficient.

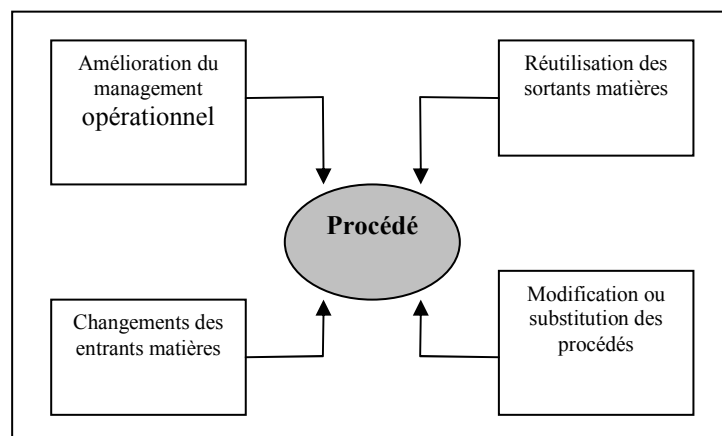


Figure 2. Eléments d'action pour la mise en œuvre de technologie propre.

<sup>21</sup> l'efficacité rend compte des résultats en fonction des moyens

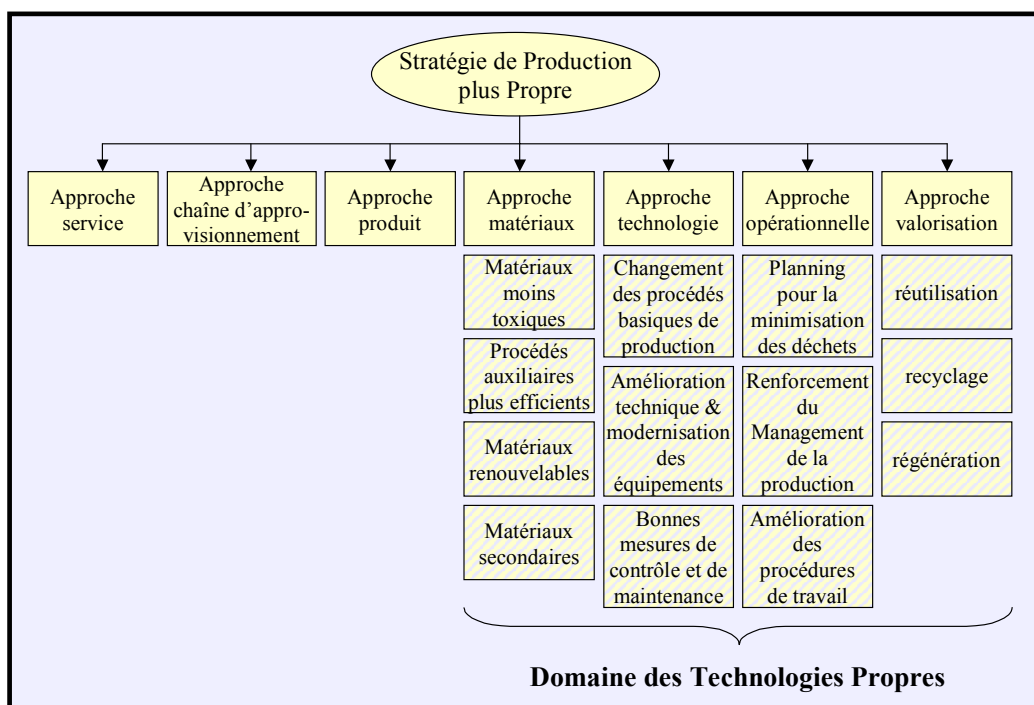


Figure 3. Stratégies liées au concept de Technologie Propre, d'après [Van Berkel, 2000]

### Le principe de Meilleure Technique Disponible (MTD)

L'approche européenne en matière de prévention de la pollution a également intégré le niveau des procédés de fabrication dans son système réglementaire. En définissant secteur par secteur les procédés utilisés les moins polluants (MTD), elle vise à relever le niveau environnemental moyen des entreprises en favorisant l'accès à l'information de celles-ci d'une part et des autorités d'autorisation d'autre part.

Le concept de MTD est défini par l'article 2 de la directive européenne IPPC n°96/61EC (prévention et contrôle intégré de la pollution) comme étant "le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de techniques particulières à constituer, en principe, la base des valeurs limites d'émission visant à éviter et, lorsque cela s'avère impossible, à réduire de manière générale les émissions et l'impact sur l'environnement dans son ensemble."

Cette définition est éclairée par le sens de chaque mot constituant le principe de MTD. Les termes "meilleure", "technique" et "disponible" ont les significations suivantes :

- "technique" : on entend aussi bien les techniques employées que la manière dont l'installation est conçue, construite, entretenue, exploitée et mise à l'arrêt ;
- "disponible" : on entend les techniques mises au point sur une échelle permettant de les appliquer dans le contexte du secteur industriel concerné, dans des conditions économiquement et techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages, que ces techniques soient utilisées ou produites ou non sur le territoire de l'État membre intéressé, pour autant que l'exploitant concerné puisse y avoir accès dans des conditions raisonnables ;
- "meilleure" : on entend les techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble.

Afin qu'une bonne utilisation de ce principe soit faite, l'annexe IV de la directive IPPC, détermine les considérations à prendre en compte pour la sélection des MTD [CE, 1996] :

1. Utilisation de techniques produisant peu de déchets ;
2. Utilisation de substances moins dangereuses ;

3. Développement des techniques de récupération et de recyclage des substances émises et utilisées dans le procédé et des déchets, le cas échéant ;
4. Procédés, équipements ou modes d'exploitation comparables qui ont été expérimentés avec succès à une échelle industrielle ;
5. Progrès techniques et évolution des connaissances scientifiques ;
6. Nature, effets et volume des émissions concernées ;
7. Dates de mise en service des installations nouvelles ou existantes ;
8. Durée nécessaire à la mise en place d'une meilleure technique disponible ;
9. Consommation et nature des matières premières (y compris l'eau) utilisées dans le procédé et efficacité énergétique ;
10. Nécessité de prévenir ou de réduire à un minimum l'impact global des émissions et des risques sur l'environnement ;
11. Nécessité de prévenir les accidents et d'en réduire les conséquences sur l'environnement.

Outre ces définitions, la directive prévoit dans son article 16.2 la diffusion et l'échange de l'information sur les meilleures techniques disponibles. Pour cela, le Bureau Européen de l'IPPC (EIPPCB) a été créé à Séville. Il a en charge l'élaboration et la diffusion des documents relatifs aux MTD. Ces documents sectoriels sont appelés BREF (BAT REFERENCE documents).

Les MTD décrites dans les BREF sont destinées à aider les autorités compétentes des Etats membres à déterminer les conditions les plus appropriées pour la délivrance des autorisations. Chaque BREF est rédigé sur la base du travail accompli par un groupe de travail technique comprenant notamment des experts nommés par les Etats membres, des représentants de l'industrie concernée et des associations [Mais, 2001].

Les techniques et les niveaux d'émission ou de consommation exposés dans les BREF sont évalués au moyen d'un processus itératif comportant les étapes suivantes :

- recensement des principaux problèmes environnementaux du secteur,
- étude des techniques les plus adaptées à la résolution de ces grands problèmes,
- détermination des meilleurs niveaux de performance dans le domaine de l'environnement, sur la base des données disponibles dans l'Union Européenne et dans le monde,
- étude des conditions dans lesquelles ces niveaux de performance ont été atteints, telles que les coûts, les effets multimiliés, ou les éléments moteurs de la mise en œuvre de ces techniques,
- sélection des meilleures techniques disponibles (MTD) et des niveaux (ou séries de niveaux) d'émission ou de

consommation qui leur sont associés pour ce secteur, au sens général, conformément à l'article 2, paragraphe 11 et à l'annexe IV de la directive.

L'avis des experts de l'EIPPCB et des groupes de travail techniques concernés joue un rôle capital à chacune de ces étapes comme en ce qui concerne la présentation de l'information dans le document BREF.

### **Les approches favorisant l'adoption de technologies propres ou des meilleures techniques disponibles**

Au niveau mondial, la démarche des technologies propres s'inscrit dans la politique de développement durable définie dans l'Agenda 21, adoptée à Rio de Janeiro en 1992, en ce sens qu'elle favorise et incite l'adoption de nouveaux procédés de fabrication à la fois économes en matières premières et énergie, et propres c'est à dire plus soucieux de la protection de l'environnement et de l'homme.

L'Agenda 21 [CNUED, 1992] dont l'objectif d'ensemble est de "restructurer le processus décisionnel afin d'intégrer pleinement les considérations socio-économiques et les questions d'environnement et d'obtenir une plus large participation du public" (art. 8.3), définit dans ses chapitres 30 et 34 d'une part le rôle de l'industrie et du commerce pour un développement durable (i.e. promouvoir une production plus propre) et d'autre part leurs principes d'action pour y parvenir.

En outre, le chapitre 34 "transfert des technologies saines pour l'environnement, coopération et création de capacités" définit comme moyen d'action privilégié le transfert des "technologies saines pour l'environnement" (maladroitement traduit "techniques écologiquement rationnelles" ou "écotechniques" en français). Celles-ci rejoignent par leur définition le principe de technologies favorisant la prévention et donc les technologies propres, mais en intégrant les technologies curatives de fin de chaîne. Elles sont néanmoins considérées comme étant un élément fondamental d'un mécanisme de développement plus propre et durable.

Les différentes approches qui contribuent concrètement à la mise en œuvre des principes énoncés dans l'agenda 21 et pouvant également contribuer à l'adoption et à la diffusion de technologies propres sont principalement les suivantes :

- Le cadre réglementaire ;
- Les outils du management environnemental.

#### *Cadre réglementaire*

Les principes généraux de la réglementation environnementale, regroupés au sein du code l'environnement, sont : le principe de précaution et le principe de prévention [Code Env, 2000] :

1° Le principe de précaution, selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du

moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable;

2° Le principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable;

Les technologies propres sont favorisées à deux niveaux par la législation via le principe de prévention :

- au niveau des législations sectorielles : législations sur l'eau, sur l'air et sur les déchets ;
- au niveau des approches réglementaires intégrées : par la directive sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) [JO, 1976] au niveau français et par l'IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) au niveau européen [CE, 1996].

#### *Réglementation environnementale sectorielle*

Les législations de type sectoriel fixent des limites de rejets et d'émissions, celles-ci définissent donc des objectifs de résultat mais pas de moyen (les techniques à utiliser pour atteindre ces résultats ne sont pas précisées sauf dans quelques cas particuliers tels que l'amiante, les PCB, etc.). Par contre, elles incitent fortement les industriels à utiliser les technologies propres. Nous pouvons notamment citer l'article 2 de l'arrêté du 2 février 98 : « Les installations sont conçues de manière à limiter les émissions polluantes dans l'environnement, notamment par la mise en oeuvre de technologies propres ... » [JO, 1998]. Elles permettent néanmoins de constituer des fonds via les taxes perçues, puis de les restituer sous forme d'aides financières à la mise en place de techniques de prévention. Malheureusement, ces incitations financières sont peu connues des PME-PMI [Gondran, 2001] et s'adressent de fait aux entreprises ayant un comportement écosensibles voir écoconformistes et/ou lorsque celles-ci ont de forts impacts sur l'environnement et sont alors suivis par les institutions (DRIRE, agence de l'eau, CTI, CCI...). Pour les autres entreprises, l'environnement est subi comme une contrainte très forte et se traduit dans le meilleur des cas par l'ajout de technologies de fin de chaîne afin de pouvoir respecter les seuils de rejets et d'émissions en vigueur, ce qui se traduit par une perte de rentabilité et de compétitivité.

#### *Réglementation environnementale intégrée*

Comme nous l'avons énoncé précédemment, les approches réglementaires favorisant le contrôle intégré de la pollution par adoption de MTD sont orientées vers un même principe de production : le principe de prévention. La directive relative à la prévention et à la réduction intégrée de la pollution (IPPC en anglais) [CE, 1996] au niveau européen et la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement

(ICPE) au niveau français [JO, 1976] sont les deux références réglementaires de cette approche.

La législation relative aux ICPE est la base juridique de la politique de l'environnement industriel en France. Elle est fondée sur l'approche intégrée et permet la prise en compte de tous les impacts sur l'environnement (air, eau, sol, bruit, etc.) et du risque industriel. En obligeant les entreprises ayant un impact significatif sur l'environnement à préciser la façon dont ses incidences sur l'environnement sont prises en compte, cette réglementation permet à l'entreprise d'avoir une vision intégrée de ses impacts sur son environnement et de mettre en place une gestion préventive dès la conception du site.

Les procédures de contrôles de ces installations, se basent sur le principe des meilleures techniques disponibles (MTD) pour définir les valeurs limites d'émission acceptables ou tout du moins économiquement accessibles. Ces notions se retrouvent au travers des justifications demandées à l'entreprise notamment au sein de l'étude d'impact à fournir pour la demande d'autorisation à exploiter. Une circulaire relative à ce type d'étude précise que " l'attention des demandeurs doit être appelée sur deux éléments de justification très utiles et aisément accessibles :

- la comparaison des dispositions antipollution projetées avec des exemples de réalisations analogues, le plus souvent dans la même branche industrielle ;
- l'indication des coûts d'investissements et de fonctionnement des équipements spécifiques visant à la limitation ou au traitement des pollutions."

De plus, depuis la circulaire du 19 février 1992 [Circ., 1992], les Etudes Déchets font parties intégrantes de l'étude d'impact. Ces études reposent sur 4 niveaux d'élimination des déchets de 0 à 3 qui passent respectivement de l'adoption des technologies propres au stockage des déchets. Cette étude ayant pour objectif d'inciter les industriels à s'approcher au maximum du niveau 0. Néanmoins, cette circulaire demande aux préfets de police de fixer les objectifs qualitatifs et quantitatifs en matière de réduction des déchets, « ces objectifs devront intégrer les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement admissible ».

En outre, les exploitants de certaines activités industrielles se voient dans l'obligation de fournir tous les 10 ans un bilan de fonctionnement de leur installation afin d'actualiser les conditions de l'autorisation. Ce bilan, à effectuer suivant l'arrêté du 17 juillet 2000 complété de la circulaire du 25 octobre 2000 doit être basé sur la « comparaison de la situation de l'installation en terme de performance aux performances associées aux MTD ».

#### *Les approches volontaires*

Les entreprises utilisant des approches volontaires en matière d'environnement, que l'on peut définir comme écosensibles

[Butel-Belini, 1997], offrent le terrain le plus favorable à l'adoption de technologies intégrées (procédés propres), dans la mesure où elles ont déjà adopté une démarche stratégique en matière d'environnement. Ces approches ont donc l'avantage d'amener l'entreprise dans une démarche pro-active et non plus réactive face aux problèmes environnementaux.

Ces démarches peuvent être classées au sein de trois familles : les diagnostics environnementaux et les systèmes de management environnemental, les écolabels, et les accords volontaires.

*Discussion sur les approches favorisant l'adoption des technologies propres et des meilleures techniques disponibles*

Au niveau réglementaire, seule la réglementation sur les ICPE permet aux entreprises de prendre en compte l'approche meilleures techniques disponibles sans pour autant les obliger à mettre celles-ci en œuvre. Le concept de MTD utilisé dans ce cadre réglementaire permet de "niveler" les performances environnementales des entreprises à un niveau minimal jugé acceptable par rapport aux possibilités technologiques et économiques actuelles, il ne favorise cependant pas les entreprises à aller au-delà de cette approche et donc vers la mise en place de technologies propres. Nous pouvons toutefois noter l'utilisation des prélèvements fiscaux pour un usage mutualiste par re-distribution d'une partie des montants prélevés aux entreprises investissant dans des technologies propres.

Parmi les approches volontaires, seules les démarches visant l'obtention d'un écolabel induisent de fait l'utilisation de technologies propres. Les autres types d'approches volontaires, même si elles ne favorisent pas directement l'usage de technologies propres permettent quant à elle d'induire à différents niveaux une dynamique de production plus propre qui aboutira à moyen et long terme à l'utilisation de celles-ci.

Le tableau 1 résume de façon formelle les approches volontaires et obligatoires selon quatre types de politiques [Personne, 1998] :

Tableau 1. Politique de régulation et enjeux environnementaux

Politiques de régulation	Outils d'application	Enjeux	Acteurs
<b>Obligatoire</b> Politique réglementaire	réglementation	réglementaires : amendes, peines, autorisation d'exploiter	Ministère de l'environnement, DRIRE
Politique économique	taxes, fiscalité	économiques : maîtrise des coûts, compétitivité	ADEME, Agences de l'Eau, administration fiscale, CRAM
<b>Volontaire</b> Politique contractuelle Politique managériale	labels produits (ACV) certification des sites : ISO14001, SMEA	stratégiques : parts de marché, image de marque, pérennité de l'entreprise	Entreprises et leurs parties intéressées, AFNOR, CEN, ISO

**Ambiguïté entre Technologie Propre et Meilleure Technique Disponible**

*Distinction entre technique et technologie*

D'après Le Petit Larousse 2005, les définitions de technique et de technologie sont [Larousse, 2005] :

- Technique : Ensemble des procédés et des méthodes d'un art, d'un métier et d'une industrie.
- Technologie : (1) Ensemble de savoir et de pratiques fondé sur des principes scientifiques dans un domaine technique. (2) Moyens matériels et organisations structurelles qui mettent en œuvre les découvertes et les applications scientifiques les plus récentes.

De ces définitions, l'approche technique concerne plus particulièrement les procédés physiques alors que l'approche technologique, les méthodes ou procédures de mises en œuvre pour l'amélioration des procédés existants.

De notre point de vue, nous considérons une technique comme étant effectivement un procédé c'est à dire une entité physique et une technologie comme un regroupement des techniques, procédures, méthodologies et outils de mise en œuvre technique. Notre définition est donc plus restrictive pour la technique mais plus large pour la technologie.

**Ambiguïté dans les approches**

Comme nous l'avons vu précédemment, les textes réglementaires, qu'ils soient sectoriels ou intégrés, incitent les industriels à mettre en place des techniques de réduction de la pollution au plus près de la source.

En règle générale, seule la réglementation sur les ICPE permet aux entreprises de prendre en compte l'approche meilleures techniques disponibles sans pour autant les obliger à mettre celles-ci en œuvre. Par contre c'est la réglementation de type sectoriel qui prône la mise en place de technologies propres en vue de réduire au maximum les impacts environnementaux.

Nous pouvons néanmoins noter que, bien que la réglementation intégrée (ICPE) prône l'implantation des MTD, les autorisations découlant de ce texte législatif reposent, comme nous l'avons vu, sur l'étude déchets qui s'appuie sur les technologies propres. Nous remarquons ici que les deux principes coexistent dans un même texte réglementaire et pour un même objectif final ! Ces deux notions dont les origines et les définitions semblent différentes mais dont les objectifs se rejoignent sont défendues par le même texte réglementaire. L'ambiguïté en est renforcée.

Parmi les approches volontaires, seules les démarches visant l'obtention d'un écolabel induisent de fait l'utilisation de technologies propres. Les autres types d'approches volontaires, même si elles ne favorisent pas directement l'usage de

technologies propres permettent quant à elle d'induire à différents niveaux une dynamique de production plus propre qui aboutira à moyen et long terme à l'utilisation de celles-ci.

Le paragraphe suivant présente l'état de nos réflexions sur les définitions des MTD et technologies propres ainsi que les synergies qui peuvent exister.

*Meilleures techniques disponibles et technologies propres : points communs et différences*

Malgré le fait que les considérations soient proches de celles qui caractérisent les technologies propres, il existe un certain nombre de différences entre ces deux approches. Afin de mieux discerner ces liens et ces différences, nous avons défini la relation entre TP et MTD de la manière suivante :

Une MTD est la résultante de l'évolution d'une technologie vers une technologie propre à un instant t. Inversement, les technologies propres éprouvées industriellement à un instant t peuvent être définies comme MTD à ce même instant (figure 4).

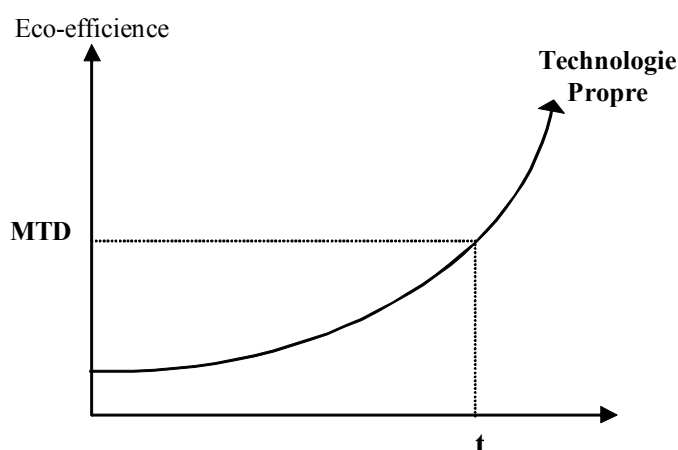


Figure 4. Lien temporel entre MTD & Technologie Propre

Le concept de MTD utilisé dans le cadre réglementaire actuel permet de "niveler" les performances environnementales des entreprises à un niveau minimal jugé acceptable par rapport aux possibilités technologiques et économiques actuelles. Il ne favorise cependant pas les entreprises à aller au-delà de cette approche et donc vers la mise en place de technologies propres. Le but à atteindre étant une technologie plus propre pour un procédé donné, les MTD sont une sorte de "photographie" du panel de technologies les moins polluantes et éprouvées industriellement, c'est à dire les plus éco-efficientes d'une période donnée.

Nous devons aussi signaler que cette définition n'est vraie que pour une région donnée que l'on pourrait définir comme étant d'égale avancée technologique (et bénéficiant du même mode de

fonctionnement). L'équivalence entre MTD et TP est donc seulement valable pour une période donnée et une région donnée.

Les MTD étant des procédés définis à un temps précis dans les conditions technico-économiques du moment, les BREF doivent être régulièrement mis à jour. Leur révision est prévue tous les trois ans afin de prendre en considération les évolutions techniques, économiques, culturelles.

Compte tenu qu'une technique est considérée comme MTD de façon sectorielle et dans des conditions locales spécifiques (géographique, culturelle, sociale, techniques, environnementale, économiques etc.), ne devrait-on pas parler de meilleures techniques disponibles localement ou MTDL (LBAT en anglais pour Local Best Available Techniques) lors de l'utilisation dans un secteur géographique spécifique ?

Cependant, la notion de temps n'est pas la seule différence entre MTD et technologies propres comme pourrait le laisser croire cette définition. En effet, deux différences fondamentales les distinguent : d'une part la notion d'application industrielle et d'autre part le type de techniques concernées. Premièrement, une technique ne peut être définie comme MTD au sens de l'IPPC seulement si elle est éprouvée industriellement, une technologie propre pouvant être le résultat d'une "innovation locale". Deuxièmement, une technique EOP peut être définie comme étant une MTD alors qu'elle ne pourra, pas en tant que telle, faire partie des technologies propres puisque celles-ci désignent l'ensemble des techniques préventives permettant de réduire à la source la pollution (Figure 5).

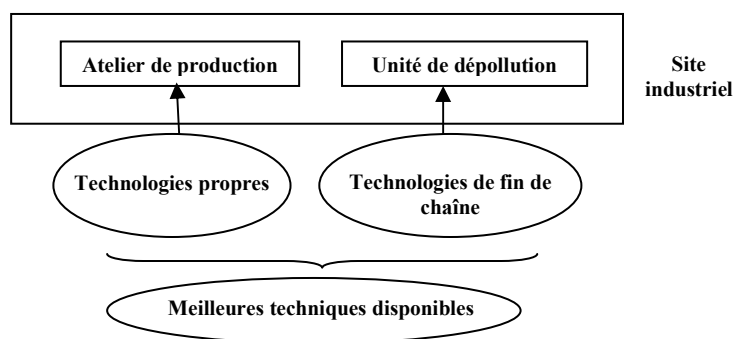


Figure 5. Représentation schématique du lien intemporel entre les meilleures techniques disponibles, les technologies propres et les techniques de dépollution de fin de chaîne.

**Les bulletins de référence des MTD (BREF) et leur application**

L'objectif de ces BREF est double. Il est tout d'abord un catalogue de procédé existants en Europe, éprouvés industriellement pour les activités industrielles définies dans l'annexe I de la directive IPPC. Ces BREF peuvent être utilisés comme outils d'aide à la décision d'une part pour l'inspecteur

étudiant une demande d'autorisation à exploiter et d'autre part pour les responsables d'une activité qui doivent définir leur politique environnementale. Les BREF doivent donc éclairer les acteurs industriels de l'activité et également pouvoir être utilisés à titre d'information. Il faut noter que les BREF ne définissent pas le cadre réglementaire auxquels les industriels doivent se soumettre [Litten 2002] mais seulement des documents de référence pouvant aider les utilisateurs dans l'amélioration de leur connaissance et dans la recherche de solution. Ce ne sont que des documents d'orientation techniques. Il est aussi nécessaire de notifier que les solutions proposées dans ces BREF doivent être prises avec beaucoup de précaution du fait que malgré le fait que les techniques soient éprouvées industriellement, elles ne sont pas transposables à toutes les problématiques industrielles similaires. En effet, les particularités (géographiques, culturelles, réglementaires, économiques, sociales, ou encore celles du procédé de production, etc.) des entreprises même très proches géographiquement justifient une étude approfondie des solutions à mettre en œuvre.

Quoi qu'il en soit, les BREF ont des avantages et inconvénients [Bartaire 2001]

#### Avantages

- Benchmarking : ils permettent une comparaison des techniques existantes en terme de performance environnementale (valeurs limites d'émission).
- Documents de référence à l'avantage de l'industrie européenne : ils regroupent toutes les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable utilisées en Europe.
- Développement de la communication entre les industriels et l'administration : l'élaboration de ces documents faite avec le concours des industriels et des administrations mais aussi utilisation comme guide de référence.

#### Dangers

- Lobbying sectoriel
- Transformer les performances des MTD en valeur limite d'émission : danger d'utilisation des valeurs limites d'émission comme valeur de référence dans les textes législatifs soit au niveau national soit au niveau local.
- Documents très techniques pouvant être mal interprétés : mauvaise maîtrise de la connaissance par des non-spécialistes.
- Traduction des documents : une mauvaise traduction pourrait entraîner des problèmes d'application et d'interprétation.

#### Conclusion

Le contexte actuel qu'il soit réglementaire, normatif, etc. incite fortement les industriels à la mise en place soit des technologies propres soit des meilleures techniques disponibles. Nous avons

pu voir que ce contexte, associé aux définitions des technologies propres et MTD n'était guère propice à la distinction existant entre les deux principes notamment à cause de leur coexistence dans les textes réglementaires. En effet, au niveau français, les technologies propres et les MTD sont souvent mis au même niveau d'application (voire l'étude déchets notamment) ce qui ne facilite pas la compréhension et l'application de ces deux concepts.

Malgré les ambiguïtés existantes, la distinction entre MTD et technologie propre se situe à plusieurs niveaux :

- Les MTD sont issues d'une approche préventive au plus près de la source. Elles peuvent concerner aussi bien des techniques curatives que préventives alors que les technologies propres sont exclusivement des techniques préventives,
- Les MTD sont une sorte de "photographie" du panel de technologies les moins polluantes et éprouvées industriellement, c'est à dire les plus éco-efficientes d'une période donnée.
- L'équivalence entre MTD et TP est donc seulement valable pour une période donnée et une région donnée

Le tableau 2 synthétise les points communs et différences entre meilleures techniques disponibles et technologies propres.

Tableau 2. Comparatif entre MTD et technologies propres

Rubrique	Meilleures techniques disponibles	Technologies propres
Apparition	1977 en France, 1996 en Europe	Années 1970
Objectifs	Approche préventive : réduction au plus près de la source	Approche préventive : réduction à la source
Références réglementaires	Réglementation intégrée (ICPE - IPPC)	Réglementation sectorielle (exemple : arrêté du 2 février 1998)
Cible	Outils de production + traitement de fin de chaîne	Outils de production
Echelle d'application	Applications industrielles éprouvées	Techniques innovantes

Pour une meilleure vision et application des meilleures techniques disponibles au sens de la directive européenne IPPC, la commission européenne a élaboré un système capable d'établir des catalogues sectoriels de référence des MTD nommés BREF (BAT REFERENCE document). Ces guides permettent aux utilisateurs d'orienter leur choix mais surtout de comparer les performances environnementales de leur procédé de production sans être pour autant la « bible » technique incontournable. Ces documents n'ayant aucune valeur juridique.

#### Bibliographies

- Bartaire, J.G., 2001, Le rôle d'un représentant dans l'industrie au sein de l'exercice BAT, Colloque AFITE, Paris
- Butel-Belini, B., 1997, Stratégies d'environnement des sites de production, Techniques de l'ingénieur, G6 750, 6 p.



- CE, 1996, Directive 96/61 EC du Conseil du 24 septembre 1996 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution, JO n°L257 du 10/10/1996 p.0026-0040
- Circ., 1990, Circulaire du 28 décembre 1990 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement. Etudes déchets (BOMET n° 467-91/11 du 20 avril 1991)
- Circ., 1992, Circulaire n° 92-13 du 19 février 1992 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, études déchets (BOMELT n° 361-92/8 du 30 mars 1992)
- CNUED, 1992, Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, Rapport de la conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement. Rio de Janeiro, 3-14 juin 1992. Disponible sur Internet <<http://www.agora21.org/dd.html>>
- Code env, 2000, Ordonnance n° 2000-914 du 18 septembre 2000 relative à la partie Législative du code de l'environnement (JO du 21 septembre 2000)
- EIPPCB, 2003 <http://www.eippcb.jrc.es>
- [Fussler C. et James P., 1996, Driving Eco-Innovation : a breakthrough discipline for innovation and sustainability, Pitman publishing, London UK., ISBN 0 273 622072.
- Gondran N., 2001, Système d'information pour encourager les PME-PMI à améliorer leurs performances environnementales, thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de St Etienne.
- JO, 1976, Ordonnance n° 2000-914 du 18 septembre 2000 relative à la partie Législative du code de l'environnement (JO du 21 septembre 2000)Livre V : Prévention des pollutions, des risques et des nuisances
- JO, 1998, Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation (JO du 3 mars 1998)
- Laforest V., 1999, Technologies propres : Méthodes de minimisation des rejets et choix des procédés de valorisation des effluents. Application aux ateliers de traitement de surface. Thèse Sci. : INSA de Lyon-ENSM.SE, 276 p.
- Larousse, 2005, Dictionnaire de la langue française, Le Petit Larousse Illustré 2005, 100<sup>e</sup> édition, Larousse 2004, ISBN : 2-03-530205-6
- LITTEN, D., 2002, Best Available Techniques (BAT) and BAT Reference Documents, International IPPC Conference, Seville Espagne,
- Maes M., 1996, Technologies propres et sobres – l'économie émergente, Ed Pierre Johanet et fils, 348p.
- Mais P., 2001, Définir les meilleures techniques disponibles pour l'incinération des déchets, Environnement et Technique N°208.
- Nielsen B., 1994, Waste management : Clean technologies, an update on the situation in EU member states. Rapport Rendan/Krüger/TME, préparé pour la commission de l'union européenne, DG XI.
- Personne M., 1998, Contribution à la méthodologie d'intégration de l'environnement dans les PME-PMI : Evaluation des performances environnementales, thèse de doctorat en Sciences et techniques du déchet, Saint-Etienne : école nationale supérieure des Mines, 294 p
- Van Berkel R., 2000, Cleaner production for process industries. Plenary Lecture – CHEMECA 2000, Perth WA.

---

**DOSSIER : L'aménagement forestier :  
Les enjeux sociaux, économiques et  
environnementaux**

---

Rédacteurs associés à ce dossier:

Robert Davidson (Biodome, Canada),  
Sylvain Delagrangue (Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Canada),  
Louis Imbeau (Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada),  
Christian Messier (Université du Québec à Montréal, Canada)

## DOIT-ON REMETTRE EN QUESTION NOTRE FAÇON D'AMENAGER LA FORET BOREALE CANADIENNE ?

Yves Bergeron<sup>1</sup> et Héloïse Le Goff<sup>2</sup>, <sup>1</sup>Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, C.P. 700, Rouyn-Noranda, Québec, Canada, J9X 5E4; courriel: [yves.bergeron@uqat.ca](mailto:yves.bergeron@uqat.ca), <sup>2</sup>Institut des Sciences de l'Environnement et Groupe de Recherche en Écologie Forestière interuniversitaire, Université du Québec à Montréal, Succursale Centre-Ville CP 8888, Montréal, Québec, H3C 3P8, courriel : [le\\_goff.heloise@courrier.uqam.ca](mailto:le_goff.heloise@courrier.uqam.ca)

---

**Résumé :** Au cours de la dernière décennie, nous avons vu un intérêt croissant se développer pour un aménagement forestier basé sur la compréhension de la dynamique historique des perturbations naturelles. Un tel aménagement, axé sur le développement de peuplements et de paysages similaires à ceux caractérisant les milieux naturels, devrait favoriser le maintien de la diversité biologique et les fonctions écologiques essentielles. Dans les paysages dominés par le feu, cette approche est possible seulement si les fréquences de feu actuelles et futures sont suffisamment faibles pour permettre de substituer le feu par l'aménagement forestier. Cette question sera abordée en comparant les fréquences de feu actuelles et futures avec les fréquences historiques reconstituées par plusieurs études en forêt boréale canadienne. Les fréquences de feu actuelles et futures simulées en utilisant des scénarios 2x et 3xCO<sub>2</sub> sont plus faibles que les fréquences historiques de la plupart des sites étudiés. Dans ces cas, l'aménagement forestier peut potentiellement être utilisé pour recréer la structure des classes d'âge des paysages pré-industriels contrôlés par les feux. Cependant, l'aménagement équiennne actuel tend à réduire la variabilité forestière. Par exemple, l'aménagement équiennne pleinement régulé va tendre à tronquer la distribution naturelle des classes d'âges et à éliminer les forêts vieilles et surmatures du paysage. Le développement de pratiques sylvicoles qui maintiennent un spectre de composition et de structure forestières à différentes échelles du paysage est un moyen pour maintenir cette variabilité.

**Mots-clés:** forêt boréale; aménagement équiennne; régime de feu; vieilles forêts; changement climatique; coupe partielle

**Abstract :** Over the past decade, there has been an increasing interest in the development of forest management approaches that are based on an understanding of historical natural disturbance dynamics. The rationale for such an approach is that management to favour landscape compositions and stand structures similar to those of natural ecosystems should also maintain biological diversity and essential ecological functions. In fire-dominated landscapes, this approach is possible only if current and future fire frequencies are sufficiently low, in comparison to pre-industrial fire frequency, that we can substitute fire with forest management. This question is addressed here by comparing current and future fire frequency to historical reconstruction of fire frequency from studies in the Canadian boreal forest. Current and simulated future fire frequencies using 2x and 3xCO<sub>2</sub> scenarios are lower than the historical fire frequency for most sites, suggesting that forest management could potentially be used to recreate the forest age structure of fire-controlled pre-industrial landscapes. Current even-aged management, however tends to reduce forest variability: for example, fully regulated, even-aged management will tend to truncate the natural forest stand age distribution and eliminate overmature and old growth forests from the landscape. The development of silvicultural techniques that maintain a spectrum of forest compositions and structures at different scales in the landscape is one avenue to maintain this variability.

**Keywords:** boreal forest; even age management; fire regime; old-growth forests; climate change; partial cutting

---

### Introduction

Au cours de la dernière décennie, nous avons vu un intérêt croissant se développer pour un aménagement forestier basé sur la compréhension de la dynamique des perturbations naturelles (Attiwil, 1994; Bergeron et Harvey, 1997; Angelstam, 1998). Un tel aménagement, axé sur le développement de peuplements et de paysages similaires à ceux caractérisant les milieux naturels, devrait favoriser le maintien de la diversité biologique et les fonctions écologiques essentielles (approche du filtre brut, décrite par Hunter, 1999). Dans la perspective de conserver la faune et la flore locales, émuler les perturbations naturelles s'appuie sur le fait que les espèces boréales forestières sont en majorité

généralistes et bien adaptées aux pressions environnementales agissant depuis des milliers d'années (Hunter *et al.*, 1988).

Notre compréhension du régime de feu caractéristique de la forêt boréale est encore fragmentaire, ce qui nous a souvent mené à de fausses généralisations. Par exemple, la coupe totale en forêt boréale a longtemps été justifiée par l'hypothèse voulant que le régime de feu dans ce type de forêt se caractérise par des feux sévères, fréquents et de grande superficie, le tout produisant des peuplements équiennes. En fait, il apparaît qu'un court cycle de feu ne domine que certaines régions de la forêt boréale et que la situation d'ensemble est beaucoup plus complexe (Bergeron *et al.*, 2001).

Région	Aire d'étude (km <sup>2</sup> )	Période de temps	Age moyen	% >100 ans
Parc Wood Buffalo	44807	1750-1989	71	24
Prince Albert	3461	< 1890	97	36
Nord de l'Ontario	24000	~1870-1974	52	15
FMLA	8245	1740-1998	178	78
Ouest du Québec	15793	~1750-1998	139	57
Centre du Québec	3844	1720-1998	102	35
Sud-est du Labrador	48500	1870-1975	500	81

Tableau 1. Localisation et taux de feu historiques pour chaque région étudiée. FMLA : Forêt Modèle du Lac Abitibi.

Dans les zones où la fréquence de feu est plus faible que par le passé, la coupe totale ou la coupe à faible rétention pourrait être utilisée pour recréer la fréquence de perturbation historiquement plus élevée. Cependant, plus la fréquence de feu diminue, plus l'utilisation de la coupe totale ou à faible rétention sur une courte révolution est difficile à justifier. Par ailleurs, dans les zones où les feux sont très fréquents, les activités de coupe entrent en compétition avec le feu pour la ressource ligneuse. Dans ce cas, un aménagement équienne basé sur une rotation courte pourrait ne pas être durable. La majorité des forêts boréales productives du Canada se situent entre ces deux extrêmes. Néanmoins, les impacts des changements climatiques sur les régimes de feu régionaux pourraient aussi bien créer des opportunités pour l'aménagement forestier (dans le cas où la fréquence de feu diminue) que compromettre les possibilités actuelles puisque les modèles prédisent que ces régimes de feu régionaux vont répondre de façon différente d'une région à l'autre (Flannigan et al., 2001).

Cet article s'appuie sur la comparaison des fréquences de feu passées, actuelles et futures pour la forêt boréale canadienne. En mettant l'accent sur la forêt boréale de l'est, cette réflexion porte sur la façon dont l'aménagement conventionnel (coupe totale ou la coupe à faible rétention) peut potentiellement être utilisé pour recréer la structure d'âge des paysages pré-industriels qui étaient contrôlés principalement par les régimes de feu. Les stratégies alternatives pour aménager la forêt boréale seront ensuite discutées et mises en perspective dans un contexte de changements climatiques futurs.

#### **La fréquence historique de feu et son implication sur la structure d'âge des forêts : les mauvaises nouvelles.**

Le tableau 1 présente les résultats des historiques de feu publiés le long d'un gradient est-ouest en forêt boréale. Ces données proviennent du Labrador (Foster, 1983), du centre et de l'Ouest

du Québec (Bergeron *et al.*, 2001), de l'Est du Québec (Bergeron *et al.*, 2001), de l'Ouest ontarien (Suffling *et al.*, 1982), de la Saskatchewan (Weir *et al.*, 2000) et de l'Alberta (Larsen, 1997). Un jeu de données plus détaillées est présenté dans l'article de Bergeron *et al.* (2004). L'âge moyen de la forêt (temps depuis le dernier feu) ou, s'il n'était pas disponible, le cycle de feu pour la période précédant le début des activités de coupes extensives, a été utilisé pour estimer la fréquence historique de feu. L'âge moyen de la forêt fut préféré au cycle de feu car il intègre les changements de fréquence de feu reliés au climat sur de longues périodes, et aussi parce qu'il est plus facile à estimer que le cycle de feu (Bergeron *et al.*, 2001).

Même si l'on retrouve des variations dans l'âge moyen des forêts, probablement causées par la différence de climat est-ouest, dans tous les cas, une proportion significative de forêts est âgée de plus de 100 ans. Les âges moyens historiques répertoriés sont, dans la majorité des cas, bien au-dessus de l'âge moyen de paysages similaires soumis à une rotation forestière normale. Dans les faits, sous une rotation forestière de 100 ans, l'âge moyen d'une forêt entièrement régulée sera de 50 ans alors qu'à long terme un paysage naturel soumis à un cycle de feu constant de 100 ans aura un âge moyen de 100 ans (figures 1a et 1b). Ce résultat s'explique par le caractère aléatoire du feu, par opposition au caractère agrégé des coupes. Sous un cycle de feu de 100 ans, 37% des peuplements d'un paysage perturbé par le feu uniquement sont en fait plus vieux que 100 ans, tandis qu'aucun peuplement n'a plus de 100 ans dans un paysage complètement régulé par l'aménagement forestier (van Wagner, 1978). Ainsi, une large proportion du paysage pré-industriel était composée de forêts plus âgées que la rotation forestière de 100 ans. La distribution des classes d'âges à travers le paysage constitue le principal facteur contrôlant la structure et la composition de la forêt qui, à leur tour, contrôlent la biodiversité.

Région	Aire d'étude (km <sup>2</sup> )	Période de temps	Taux de feu (%)			
			Historique	actuel 1959-1999	2xCO <sub>2</sub>	3xCO <sub>2</sub>
Parc Wood Buffalo	44807	1750-1989	1.41	0.6603	0.8122	0.7726
Prince Albert	3461	< 1890	1.03	0.4697	0.4509	0.4838
Nord de l'Ontario	24000	~1870-1974	1.92	0.4615	1.9983	2.6582
LAMF	8245	1740-1998	0.58	0.0456	0.0602	0.0643
Ouest du Québec	15793	~1750-1998	0.72	0.0322	0.0328	0.0483
Centre du Québec	3844	1720-1998	0.79	0.1109	0.0000	0.0000
Sud-est du Labrador	48500	1870-1975	0.20	0.0379	0.0565	0.0682

Tableau 2. Localisation et taux de feu historiques, actuels et futurs pour chaque région étudiée.

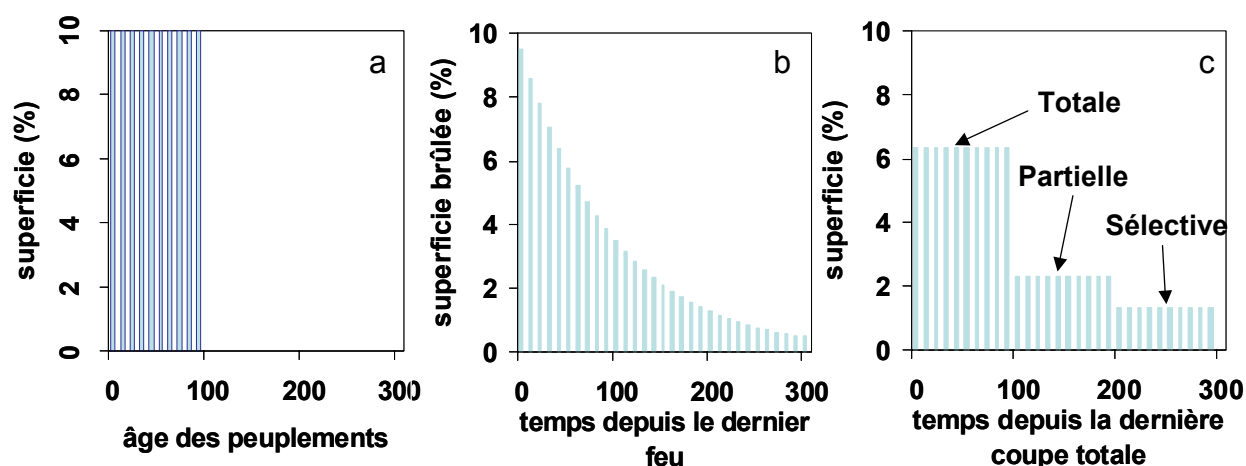


Figure 1. Contrairement à une utilisation exclusive de la coupe totale (faible rétention avec près de 100% des tiges marchandes récoltées) qui mène à une forêt régulée et équiennne (a), l'utilisation des coupes partielles (une majorité des tiges marchandes est récoltée) et sélectives (une minorité des tiges marchandes est récoltée) dans une partie des peuplements permet de recréer la composition et la structure des classes d'âges proches de celles produites par le feu (b,c). L'approche proposée implique non seulement l'allongement de la période de rotation forestière, mais également une diversification des pratiques sylvicoles.

Dans la portion sud de la forêt boréale de l'Est du Québec, soit en forêt boréale mixte, nous observons généralement, après le passage d'un feu, l'arrivée d'espèces intolérantes à l'ombre (bouleau à papier et peuplier faux-tremble, figure 2). Ces espèces sont graduellement remplacées par des conifères, lorsque le temps depuis le dernier feu augmente (Bergeron et Dubuc, 1989; Bergeron, 2000). Ainsi, sur une période de 200 ans, les peuplements feuillus sont progressivement remplacés par des peuplements mixtes puis finalement, par des peuplements à dominance résineuse. Plus au nord, dans la pessière noire, le peuplement établi après feu est souvent dominé par une cohorte dense d'épinettes noires issues principalement de graines. A maturité, la structure équiennne est progressivement remplacée par une forêt plus ouverte composée à la fois de tiges issues de feu et

de marcottage. En absence prolongée de feu, ces peuplements deviennent de plus en plus ouverts, avec une structure d'âge hétérogène, maintenue par marcottage. La présence et l'abondance des oiseaux, des insectes et des plantes vasculaires et invasculaires changent graduellement le long de la séquence temporelle après feu, même si peu d'espèces sont spécifiques à un stade particulier de développement (Harper *et al.*, 2003).

A la lumière de ces résultats, par rapport aux paysages naturels, l'aménagement forestier équiennne avec de courtes rotations, entraîne une diminution majeure de l'abondance des forêts matures et anciennes, particulièrement importantes pour le maintien de la biodiversité (Kneeshaw et Gauthier, 2003).

### Les fréquences de feu anciennes et actuelles: les bonnes nouvelles.

Le tableau 2 présente les fréquences de feu actuelles pour les mêmes régions que le tableau 1. Ces fréquences ont été estimées à partir de la base de données canadienne sur les grands feux (Stocks *et al.*, 2002) qui inclut tous les feux plus grands que 200ha ; ces feux représentent plus de 97% du total des aires brûlées au Canada. Pour chacune des régions, l'aire moyenne brûlée annuellement a été calculée sur un rayon de 100km en utilisant la base de données pour la période 1959-1999. Ainsi, les fréquences historiques de feu pour chaque région (Tableau 2) se basent sur l'aire moyenne brûlée du Tableau 1. L'inverse de l'âge moyen (ou du cycle de feu) a été utilisé comme estimateur de la fréquence de feu annuelle.

Toutes les régions étudiées montrent une fréquence de feu actuelle inférieure à leur fréquence historique. Le changement observé depuis les 50 dernières années, d'un cycle de feu court à un cycle de feu plus long, est probablement dû à l'effet combiné du changement climatique et du succès de la suppression active des feux. Plusieurs études réalisées en forêt boréale canadienne démontrent une diminution dans la fréquence de feu depuis la moitié du dix-neuvième siècle (Bergeron *et al.*, 2001; Larsen, 1997; Weir *et al.*, 2000). Comme au cours de cette période, les forêts n'étaient pas encore exploitées, la diminution de la fréquence de feu est vraisemblablement induite par des changements climatiques. Dans le Nord-Ouest du Québec, la diminution de la fréquence de feu a été reliée à une réduction de la fréquence des périodes de sécheresse depuis la fin du Petit Âge Glaciaire (Bergeron et Archambault, 1993). L'hypothèse avancée stipule que le réchauffement débuté à la fin du Petit Âge Glaciaire serait associé à un important changement dans la circulation globale des masses d'air (Girardin *et al.*, 2004).

Bien qu'il semble que les outils de suppression des feux n'aient pas été suffisants pour combattre efficacement les feux de grandes superficies dans la première partie du vingtième siècle (Lefort *et al.*, 2003), la suppression active des feux s'est considérablement développée au cours des 50 dernières années. L'amélioration de la détection des feux et l'introduction des avions-citernes ont largement contribué à améliorer le système d'attaque initiale des feux. La suppression des feux a également bénéficié de la fragmentation du paysage et du développement du réseau routier qui créent un nombre de plus en plus élevé de coupe-feu et facilitent l'accès et le travail de suppression.

Une des alternatives possibles est d'utiliser des rotations forestières de longueurs variables, proportionnelles aux cycles de feu naturels observés (Burton *et al.*, 1999). Cependant, cette approche peut être applicable seulement dans les écosystèmes formés d'espèces longévives pouvant supporter de longues rotations forestières. En forêt boréale, composée majoritairement d'espèces avec une durée de vie relativement courte, une telle approche induirait une perte ligneuse et un déclin de la possibilité

forestière, car l'âge de sénescence serait atteint avant celui de la récolte. Ce dilemme n'est cependant pas sans solution. Les pratiques sylvicoles visant à maintenir la structure et la composition caractéristiques des peuplements surmatures pourraient, en région boréale, garantir le maintien de la diversité des habitats en affectant seulement légèrement la possibilité forestière. Ainsi, il est possible de traiter certains peuplements par coupes totales suivies d'ensemencement ou de reboisement (ou une autre méthode de sylviculture équiennne produisant un effet similaire au feu), de traiter d'autres peuplements avec des coupes partielles reproduisant ainsi la structure d'un peuplement surmature, et finalement, d'autres peuplements avec des coupes de jardinage par pied d'arbre ou par trouée reflétant la dynamique des forêts anciennes (Figure 2).

Dans les forêts soumises à un régime de feu naturel, tous les peuplements ne survivent pas nécessairement jusqu'au stade mature ou ancien avant de succomber à un feu. De façon similaire, dans la stratégie proposée, tous les peuplements ne se développeraient pas jusqu'aux stades avancés. Ainsi, une réinitialisation vers une cohorte forestière initiale pourrait se produire au moment où n'importe laquelle des trois cohortes est coupée totalement et régénérée, naturellement ou non (Figure 2).

Peu importe les causes, la récente diminution de la fréquence de feu favorise des stratégies d'aménagement qui utilisent la coupe totale sur une proportion du paysage afin de recréer une structure d'âge des forêts similaire à celle issue d'une fréquence de feu plus élevée. Considérant les bons et les mauvais côtés de l'aménagement équiennne, que devons-nous faire ?

### Une nouvelle façon d'aménager la forêt boréale

La figure 1c illustre un exemple d'une structure d'âge vraisemblable où l'âge maximum de la récolte est basé sur un cycle de feu de 100 ans. Cette approche fournit un moyen de calculer les proportions de forêts soumises à différents âges de récolte par coupe totale. Il est à noter ici que la troisième cohorte inclut toutes les classes d'âge supérieures à 200 ans. Il devient alors possible de recréer partiellement, non seulement la structure et la composition naturelles des peuplements, mais aussi une structure d'âge à l'échelle du paysage similaire à celle résultant d'un cycle de feu (Figure 1b).

Cette approche peut aisément s'appliquer dans une variété de situations. Il est cependant nécessaire de connaître le cycle naturel de feu et l'âge maximal de récolte afin de déterminer l'aire relative qui doit être maintenue dans le paysage forestier pour chacune des trois cohortes. Les pratiques sylvicoles varient en fonction de la répartition des cohortes et du régime de perturbation d'une région donnée. L'article de Bergeron *et al.* (1999) présente en détail un canevas afin de déterminer la proportion nécessaire de chacune des cohortes en fonction du cycle de feu et de l'âge maximal de la récolte.

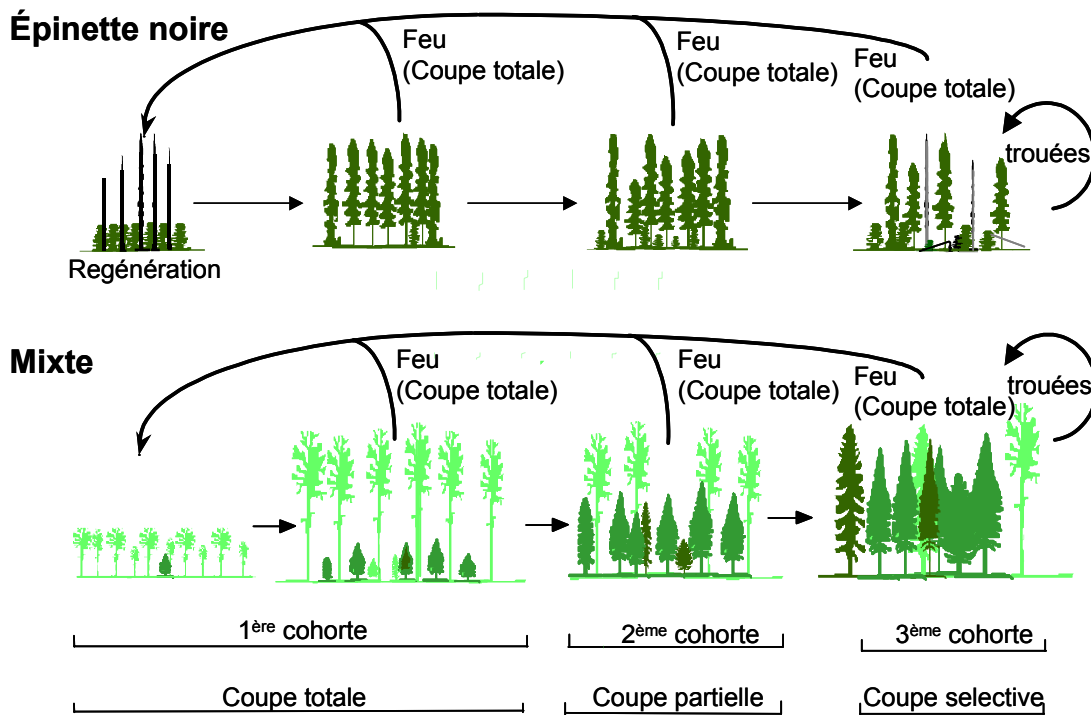


Figure 2. Dynamique naturelle et sylviculture proposée pour la pessière noire et pour la forêt mixte. L'axe horizontal représente le temps depuis la dernière coupe totale ou le dernier feu.

### Les fréquences futures de feu peuvent-elles être prédites ?

Flannigan *et al.* (2002) et Bergeron *et al.* (2004) ont calculé les fréquences futures de feu en utilisant les relations observées dans les archives entre les superficies brûlées et les conditions météorologiques et l'indice forêt-météo. Par la suite, les futures fréquences de feu ont été estimées en substituant les variables climatiques par l'indice forêt-météo provenant d'un modèle de circulation générale (MCG). Le MCG canadien de première génération a été utilisé pour les scénarios doublant et triplant la concentration actuelle de  $\text{CO}_2$  atmosphérique. Ce modèle inclut à la fois l'effet des gaz à effets de serre et des aérosols sulfurés qui contribuent à l'accroissement de 1 % en  $\text{CO}_2$  par année. A ce rythme, la période de temps 2040-2060 et la période 2080-2100 correspondent approximativement à  $2\times\text{CO}_2$  et à  $3\times\text{CO}_2$  respectivement. L'espacement entre les mailles de la grille autour de chaque région montrée dans le tableau 2 est approximativement 3,75 degrés pour la latitude et pour la longitude. La simulation résultant du scénario  $2\times\text{CO}_2$  (Tableau 2) montre une grande variation entre les différentes régions. Toutes les régions affichent une légère croissance ou décroissance, alors qu'une forte augmentation est anticipée dans le Nord de l'Ontario. Les changements à la hausse ou à la baisse sont

généralement les mêmes pour le scénario  $3\times\text{CO}_2$  (Tableau 2). Les exceptions sont Prince Albert et Wood Buffalo pour lesquels un changement de 3 à 4% est prévu dans la direction opposée.

Même sous le scénario  $3\times\text{CO}_2$ , il est prévu que les futures fréquences de feu seront significativement inférieures aux fréquences historiques connues. Pour ce scénario, l'usage d'un aménagement équinne pourrait compenser la différence entre les fréquences de feu historique et future. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec précaution. Premièrement, les simulations basées sur différents scénarios MCG arrivent fréquemment à des résultats différents. De plus, il serait imprudent d'extrapoler ces résultats issus de sites spécifiques à de grandes régions. En effet, les régions appartenant à une même écozone affichent une large variabilité dans leurs réponses au changement climatique. Par ailleurs, certaines régions (comme le Nord-Ouest de l'Ontario) montrent une augmentation significative de l'activité des feux. Lorsque la fréquence de feu présente ou future est plus élevée, la récolte de bois entre en compétition avec les feux de forêt pour la ressource ligneuse. Ainsi, la récolte de bois pourrait ne pas être durable sans d'importants investissements dans les efforts de suppression (active ou passive) des feux et une utilisation extensive des coupes de récupération. Cependant, la suppression des feux

présente des limites, et il est de plus en plus reconnu qu'elle n'est pas efficace dans les territoires forestiers peu accessibles, ni lorsque les conditions climatiques sont particulièrement favorables aux feux. Notre confiance dans notre efficacité à supprimer les feux est peut-être influencée par le fait que la suppression active des feux a débuté au moment où les changements climatiques étaient déjà responsables du déclin de l'activité des feux.

## Conclusions

La réponse à la question *L'aménagement équiennne régulé est-il la bonne stratégie pour les forêts boréales du Canada?* n'est ni un oui clair, ni un non clair. Les résultats présentés montrent que l'aménagement équiennne peut potentiellement être utilisé pour recréer la structure des classes d'âge des paysages pré-industriels contrôlés par les feux dans de grandes régions de la forêt boréale canadienne. Il y a pourtant d'importantes limites à l'utilisation de systèmes de coupes totales pour cet objectif. Les coupes totales et les feux sont deux processus clairement différents (McRae et al., 2001) et un examen attentif de leurs effets respectifs sur les patrons et les processus devrait aider à définir des lignes directrices pour les coupes totales (OMNR 2001; Bergeron et al., 2002). De plus, la coupe totale ne permet pas de recréer les caractéristiques des forêts vieilles et surmatures qui pourtant occupent une grande partie de nos forêts naturelles. La diversification des pratiques sylvicoles incluant des stratégies d'aménagement inéquiennne semble une avenue prometteuse. Les expériences d'aménagement inéquiennne en forêt boréale sont limitées, mais attendre d'avoir toutes les réponses serait une erreur. La vitesse avec laquelle les forêts vierges disparaissent nécessite l'adoption d'une stratégie d'aménagement adaptatif.

## Remerciements

Nous remercions les organisateurs de la série de conférences FILS (Université d'Alberta), en particulier Phil Comeau ainsi que les professeurs et les étudiants du Département des ressources renouvelables de l'université d'Alberta pour leur invitation et pour les discussions intéressantes et stimulantes. Les idées présentées dans cet article sont issues d'une longue collaboration avec des collègues chercheurs et aménagistes forestiers ainsi qu'avec des étudiants aux cycles avancés.

**Bibliographie :** Yves Bergeron est titulaire de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable. Ses travaux touchent la reconstitution historique et la caractérisation des régimes naturels ou artificiels de perturbation (feux, chablis, épidémies d'insectes) qui affectent les écosystèmes forestiers. L'objectif général de la Chaire en Aménagement Forestier Durable consiste à mieux connaître les régimes de perturbations naturelles dans la forêt boréale et leurs conséquences pour ensuite appliquer les connaissances acquises aux problématiques touchant les effets des changements

climatiques et l'élaboration de stratégies pour un aménagement forestier durable.

Héloïse Le Goff est étudiante au doctorat en Sciences de l'Environnement. Son projet de recherche explore l'influence du climat sur le régime de feu naturel et sur les peuplements forestiers dans le Nord de la forêt commerciale. Ce projet vise une meilleure compréhension des régimes de feu en tant que des vulnérabilités de la forêt aménagée aux changements climatiques.

## Bibliographie

- Angelstam, P.K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *J. Veg. Sci.* 9:593-602.
- Attwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manag.* 63: 247-300.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81(6): 1500-1516.
- Bergeron, Y. et Archambault, S. 1993. Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Québec and its relation to global warming since the end of the 'Little Ice Age'. *Holocene* 3: 255-259.
- Bergeron, Y. et Dubuc, M. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio* 79:51-63.
- Bergeron, Y., Flannigan, M., Gauthier, S., Leduc, A., et P. Lefort. 2004. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *Ambio* 33(6):356-360.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. et Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* 31: 384-391.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manag.* 92: 235-242.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations. *For. Chron.* 75: 49-54.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D. et Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fenn.* 36:81-95.
- Burton, P., Kneeshaw, D. et Coates, D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *For. Chron.* 75: 623-631.
- Flannigan, M., Campbell, I., Wotton, M., Carcaillet, C., Richard, P. et Bergeron, Y. 2001. Future fire in Canada's boreal forest: paleoecology results and general circulation model – regional climate model simulations. *Can. J. For. Res.* 31: 854-864.
- Flannigan, M.D., Stocks, B.J., Logan, K.A., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D. et Todd, J.B. 2002. Fire and climate change - where are we going. *in* D.X. Viegas (ed.) *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety, Proceedings of the IV International Conference on Forest Fire Research/2002 Wildland Fire Safety Summit* (Nov. 18-23, 2002, Luso-Coimbra, Portugal). Millpress Sci. Publ., Rotterdam, Netherlands. CD-ROM. 1pp
- Foster, D.R. 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Can. J. Bot.* 61: 2459-2471.
- Girardin, M.P., Tardif, J., Flannigan, M.D., et Bergeron, Y. 2004. Multicentury reconstruction of the Canadian drought Code from eastern Canada and its relationships with paleoclimatic indexes of atmospheric circulation. *Climate Dynamics*.
- Harper, K. Boudreault, C., de Grandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S., et Y. Bergeron. 2003. Structure, composition and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the clay-belt region of Quebec and Ontario. *Environ. Rev.* 11: s79-s98.
- Hunter, M.L. Jr. (editor). 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, England. 698pp.
- Hunter, M.L. Jr., Jacobson, G.L. et T. Webb III, 1988. Paleoecology and the coarse filter approach to maintaining biological diversity. *Conserv. Biol.* 2: 375-385.



- Kneeshaw, D., et Gauthier, S. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level. *Environ. Rev.* 11:s99-s114.
- Larsen, C.P.S. 1997. Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta. *J. Biogeogr.* 24: 663-673.
- Lefort, P., Gauthier, S. et Y. Bergeron. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire activity on the lake Abitibi area, eastern Canada. *Forest science* 49: 509-521.
- McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J. et Woodley, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ. Rev.* 9: 223-260.
- OMNR. 2001. Forest management guide for natural disturbance pattern emulation, Version 3.1. Ont. Min. Nat. Res., Queen's Printer for Ontario, Toronto. 40 p.
- Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L. et Skinner, W.R. 2002. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *J. Geophys. Res. – Atmospheres*, December 20 vol. 107.
- Suffling, R., Smith, B. et Dal Molin, J. 1982. Estimating past forest age distributions and disturbance rates in North-western Ontario: a demographic approach. *J. Environ. Manag.* 14: 45-56.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.* 8: 220-227.
- Weir, J.M.H., Johnson, E.A. et Miyanishi, K. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in western Canada. *Ecol. Appl.* 10: 1162-1177.

# L'IMPORTANCE DE LA FORÊT RÉSIDUELLE POUR CONSERVER LES COMMUNAUTÉS FAUNIQUES DANS DES PAYSAGES BORÉAUX PERTURBÉS PAR LA COUPE FORESTIÈRE.

Jean Ferron<sup>1,3</sup> et Martin-Hugues St-Laurent<sup>2</sup>, <sup>1</sup>Vice-rectorat à l'enseignement et à la recherche, <sup>2</sup>Département de biologie, chimie et sciences de la santé, Université du Québec à Rimouski, 300, allée des Ursulines, Rimouski (QC) Canada G5L 3A1, Courriel : [jean\\_ferron@uqar.qc.ca](mailto:jean_ferron@uqar.qc.ca), [martin-hugues\\_st-laurent@uqar.qc.ca](mailto:martin-hugues_st-laurent@uqar.qc.ca), <sup>3</sup> Auteur de correspondance.

---

**Résumé :** L'analyse des effets à court terme de la coupe à blanc sur la faune en forêt boréale a démontré que mis à part les petits rongeurs, la plupart des espèces fauniques forestières étudiées désertent les parterres de coupe. Compte tenu de l'importance de la forêt résiduelle pour la faune, le potentiel faunique de celle-ci a été évalué en utilisant différents patrons de dispersion et de taille de structures forestières résiduelles (SFR). Les séparateurs de 60 à 100 m de largeur se sont avérés peu adéquats pour certaines espèces, tandis que des blocs de 18 à 50 ha étaient plus appropriés. Les blocs résiduels issus de la coupe en mosaïque (85-100 ha) et de l'approche en méga-blocs (250-300 ha) se sont toutefois avérés encore mieux adaptés au maintien des communautés fauniques de mammifères et d'oiseaux forestiers, soutenant des densités équivalentes à la forêt mature non perturbée. En utilisant de telles superficies de forêt résiduelle (85-300 ha), nos résultats ont démontré que la composition et la structure du peuplement, de même que la configuration du paysage, priment sur la superficie même des SFR.

**Abstract:** The analysis of short-term effects of clear-cutting on wildlife in the boreal forest has shown that areas that have recently been logged are avoided by most of the studied species, with the exception of some small rodents. Most animals moved to the undisturbed neighbouring forest stands. Considering the importance of residual forest for wildlife, the suitability of residual forest has been evaluated using different types of residual forest structures (RFS) varying in size and configuration. Forest strips 60 to 100-m wide were poorly suitable for some studied species, while residual blocks of 18 to 50 ha were more appropriate. Residual forest structures resulting from mosaic (85-100 ha) and mega-blocks (250-300 ha) strategies appeared more adapted to mammal and bird communities conservation, supporting population levels similar to undisturbed mature stands. With such large size of residual forest (85-300 ha), our results showed that structure and composition of residual forest stands, along with landscape configuration, were more important for wildlife than the size of RFS.

---

## Introduction

La forêt boréale constitue un des plus grands biomes au monde (Pothier, 2001), et son évolution est depuis plus d'un siècle influencée par les activités anthropiques. La foresterie moderne est actuellement considérée comme une perturbation majeure de l'écosystème forestier boréal (Östlund *et al.*, 1997; Imbeau *et al.*, 2001) car elle induit des changements importants de la composition et de la structure forestière à court et à long terme (Sullivan *et al.*, 2001; Frelich, 2002). Conduisant toujours à des pertes de superficie et souvent à la fragmentation de l'habitat forestier mature (Andrén, 1994; Haila, 1999; Fahrig, 1997), l'exploitation forestière tend maintenant à remplacer les perturbations naturelles que sont les feux, les épidémies d'insectes et les chablis, des processus importants qui assurent le renouvellement des forêts boréales (Burton *et al.*, 1999).

Dans l'est de l'Amérique du Nord, plusieurs scientifiques – dont les biologistes, les ingénieurs forestiers et les hydrologues – se

penchent depuis quelques décennies sur les impacts de la foresterie sur le maintien des processus naturels. Ceux-ci ont notamment étudié les fluctuations des populations fauniques dans des paysages exploités (Thompson, 1988; Courtois *et al.*, 1998; Dussault *et al.*, 1998; Ferron *et al.*, 1998; Imbeau *et al.*, 1999; Potvin *et al.*, 1999, 2005a; Turcotte *et al.*, 2000; Thompson *et al.*, 2003; Etcheverry, 2004). De telles études ont démontré que certaines espèces étaient affectées, du moins à court terme, par les divers types de coupe effectués en forêt boréale. En effet, des diminutions parfois drastiques des niveaux de population, une augmentation du taux de mortalité, des déplacements quotidiens et de la taille des domaines vitaux, l'évitement des parterres exploités et l'exode vers les habitats forestiers résiduels constituent les principales réponses observées à la suite de la récolte ligneuse (Courtois *et al.*, 1998; Dussault *et al.*, 1998; Ferron *et al.*, 1998; Potvin *et al.*, 1999; Turcotte *et al.*, 2000; Thompson *et al.*, 2003). Après ce dernier constat, d'autres études ont récemment tenté de quantifier et de qualifier l'importance de la forêt résiduelle dans le maintien de la diversité spécifique et

des niveaux de population dans des paysages perturbés par l'exploitation forestière (Darveau *et al.*, 1995, 1998, 1999, 2001; Potvin *et al.*, 2001, 2005b; Côté et Ferron, 2001; Boulet *et al.*, 2003; Potvin et Bertrand, 2004; St-Laurent *et al.*, 2006). Cette question est d'autant plus actuelle que l'exploitation forestière évolue maintenant dans un environnement où s'entremêlent des objectifs de conservation de la biodiversité et de gestion responsable et intégrée des ressources naturelles, le tout dans le contexte d'une conscientisation et d'une pression sociale croissantes. Par un survol de plusieurs travaux effectués au Québec relativement à l'importance de la forêt résiduelle, notamment ceux réalisés par notre laboratoire ou en collaboration avec d'autres chercheurs, nous tenterons de faire le point sur les impacts de la foresterie sur la faune vertébrée terrestre en forêt boréale, principalement en pessière. Nous aborderons la question particulièrement sous l'angle de l'écologie du paysage. Plusieurs autres études ont cependant été réalisées au Québec par d'autres laboratoires de recherche (U. Laval, UQAT, UQÀM, UQAC) et constituent autant de chaînons essentiels à la compréhension des impacts de la foresterie sur la faune; notre objectif n'est toutefois pas d'en faire ici une revue exhaustive.

### Exploitation forestière en forêt boréale

L'exploitation forestière effectuée en forêt boréale est principalement de nature commerciale et doit prendre en compte une régénération souvent déficiente. Les coupes réalisées en pessière sont habituellement réparties en classes de taille et peuvent varier en superficie (50-150 ha). Elles ont de plus évolué de la coupe totale (CT; aucun type de tige protégée, circulation de la machinerie sur l'ensemble du parterre d'exploitation) vers la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS; circulation de la machinerie limitée à des sentiers espacés de 15 mètres afin de restreindre la perturbation de la régénération pré-établie et le compactage des sols). Cependant, tant la CT que la CPRS constituent une perturbation majeure d'un point de vue faunique et sont considérées similaires dans le présent article. De plus, la forêt boréale mature est caractérisée par une régénération pré-établie parfois déficiente (Gagnon et Morin, 2001), limitant d'autant l'établissement d'une régénération adéquate après coupe. La croissance des parterres en régénération est également parfois très lente (Mallik 2001). Ce délai dans le rétablissement du couvert forestier après coupe démontre la nécessité de maintenir des habitats refuges entre la forêt mature continue et un parterre en régénération de densité adéquate pour répondre aux besoins de la faune, d'où la notion de forêt résiduelle.

### Utilisation des parterres de coupe par la faune

Plusieurs travaux menés depuis le milieu des années '80 ont permis de déterminer que les surfaces récemment déboisées ne sont pas propices au maintien de la majorité des espèces forestières, du moins à court terme. En Ontario, Thompson (1988) a démontré que plusieurs espèces proies, dont le campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*),

l'écureuil roux (*Tamiasciurus hudsonicus*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), évitaient les parterres de coupe dans les premières années suivant une coupe, probablement en raison du manque de couvert de protection. En effet, le couvert de protection contre les prédateurs est une caractéristique essentielle de l'habitat pour plusieurs espèces proies, dont le lièvre (Ferron et Ouellet, 1992; Ferron *et al.*, 1996, 1998; St-Laurent *et al.*, 2006), la gélinotte (Benz, 2000), le tétras (Turcotte *et al.*, 2000; Potvin *et al.*, 2001), de même que pour plusieurs petits carnivores sujets à la prédation intraguild, dont l'hermine (*Mustela erminea*), la belette à longue queue (*M. frenata*) et la martre (*Martes americana*) (St-Pierre, 2003; St-Laurent *et al.*, données non-publiées). La coupe totale, par son impact majeur sur la densité des tiges matures et la surface terrière des peuplements traités, réduit drastiquement le couvert de protection et augmente sensiblement le risque de prédation pour les espèces proies (Dussault *et al.*, 1998). Quant au lynx du Canada (*Felis lynx*), les diminutions observées par Thompson (1988) peuvent être imputées à la relation étroite entre l'abondance de cette espèce et celle de ses proies (principalement le lièvre d'Amérique). Dans l'optique où les proies désertent un habitat peu propice, il est possible d'avancer que les prédateurs terrestres et aériens associés à ces proies risquent de désertir également cet habitat.

Dans le cadre d'une vaste étude menée en Abitibi-Témiscamingue sur l'impact de la coupe avec protection de la régénération (CPR: stratégie ayant évolué vers la CPRS, qui prend aussi en compte la protection des sols) sur la faune terrestre, le suivi de plusieurs espèces, principalement par télémétrie, a permis d'appuyer les observations de Thompson (1988). Dans cette étude, Ferron *et al.* (1998) ont constaté que le lièvre d'Amérique désertait les CPR récentes pour se réfugier dans des habitats forestiers matures similaires à ceux utilisés avant la coupe. Ces auteurs ont aussi noté une augmentation de la taille des domaines vitaux et de l'amplitude des déplacements quotidiens, sans toutefois que la survie des lièvres relocalisés dans la forêt résiduelle adjacente ne soit influencée significativement. Au cours de la même étude, Courtois *et al.* (2002) ont remarqué que l'orignal (*Alces alces*) évitait les coupes récentes, n'utilisant la bordure qu'en début d'hiver afin de profiter d'opportunités d'alimentation. Potvin et Courtois (1998) ont quant à eux observé que les martres se réfugiaient dans les parties boisées de l'aire d'intervention, délaissant totalement les parterres récemment coupés en été. Des impacts négatifs de la coupe sur le comportement du tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*) ont également été enregistrés (réduction du temps de repos au profit du temps passé en alerte, en marche et en fuite), de même qu'une diminution de densité de près de 60 % après coupe (Turcotte *et al.*, 2000). Enfin, Dussault *et al.* (1998) n'ont noté aucune diminution d'abondance de la gélinotte huppée dans les peuplements traités par CPR. Toutefois, les sites utilisés après coupe pour le tambourinage étaient localisés en périphérie des parterres de coupe et présentaient des caractéristiques d'habitat similaires aux peuplements matures précédemment utilisés. Le

suiti de la communauté de petits rongeurs a permis de constater que la majorité des espèces n'avait pas été affectée par la CPR, les densités de campagnol à dos roux, de musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*) et de tamias rayé (*Tamias striatus*) étant restées stables, alors que celle de la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*) doublait dans les parterres coupés (Potvin et Courtois, 1998). Selon ces auteurs, la CPR a toutefois provoqué l'apparition du campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*) dans les parterres de coupe, espèce auparavant absente des peuplements matures.

De retour sur les mêmes sites d'échantillonnage 10 ans après coupe, Potvin *et al.* (2005b) ont noté que le lièvre d'Amérique réintégrait peu à peu les peuplements résineux coupés, mais à des densités deux fois plus faibles que celles observées avant la CPR et cela en tenant compte des fluctuations naturelles des populations de lièvres. Les auteurs suggèrent que la lente reconstruction du couvert d'abri, induite par une croissance lente de la régénération, pourrait avoir retardé l'utilisation des parterres de coupe. Les densités d'originaux avaient, quant à elles, augmentées de 54 à 87 % durant cette période, malgré l'évitement de ces parterres observé à court terme (Courtois *et al.*, 2002).

Réalisant l'importance des couverts forestiers matures bordant les aires de coupe pour plusieurs espèces telles que le lièvre (Ferron *et al.*, 1998), le tétras (Turcotte *et al.*, 2000) et l'original (Courtois *et al.*, 2002), plusieurs chercheurs ont suggéré la conservation de structures forestières résiduelles matures à l'intérieur des parterres exploités. Pour évaluer cette stratégie, certaines espèces ont été utilisées comme indicatrices de l'état de la communauté en fonction de leur rôle prépondérant dans l'écosystème (*i.e.* lièvre d'Amérique, micromammifères, passereaux forestiers).

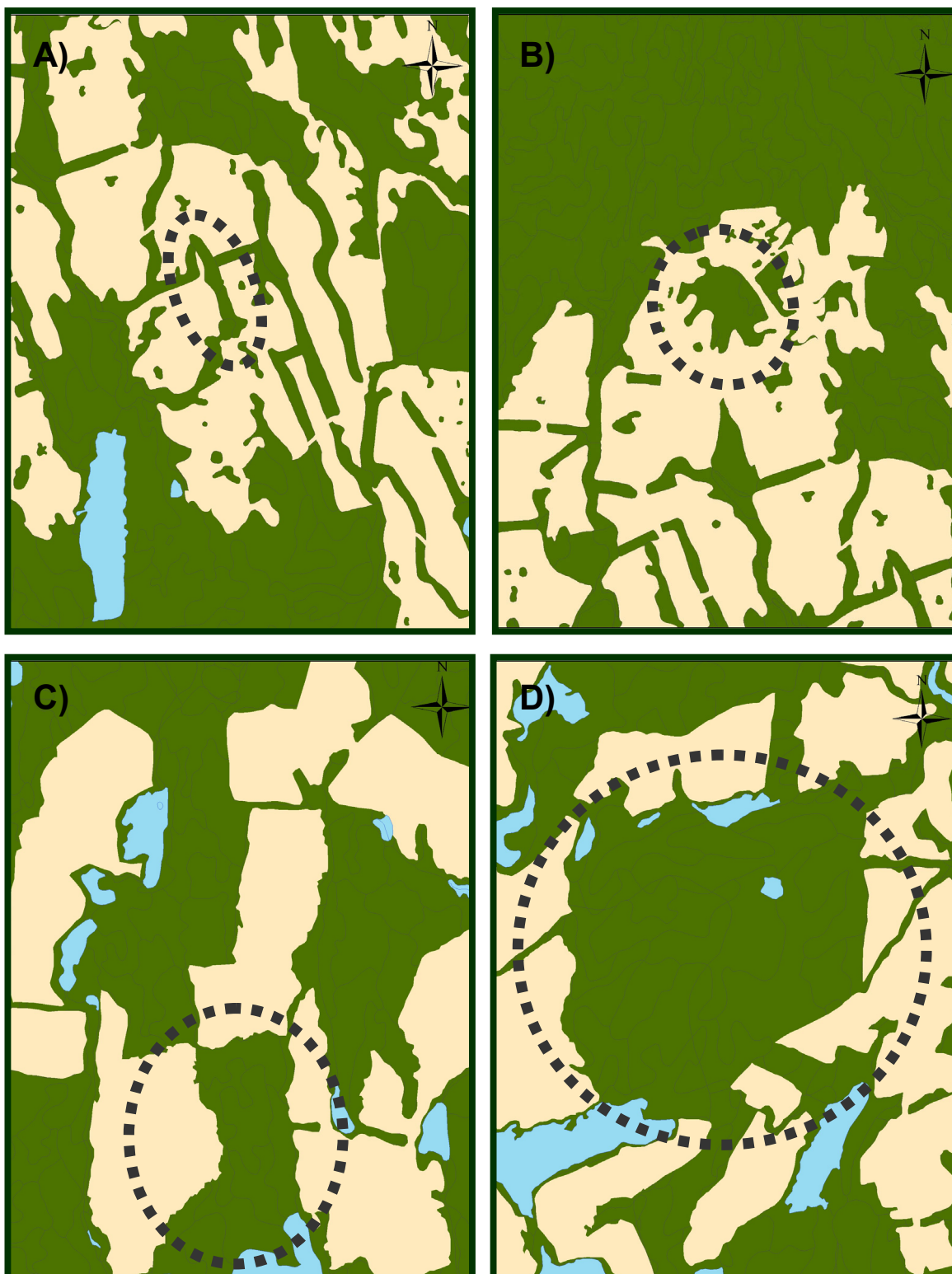
### Importance et évolution de la forêt résiduelle

De nombreuses formes, superficies et configurations des structures forestières résiduelles (SFR) ont été suggérées et étudiées afin de déterminer leur contribution potentielle au maintien de la diversité spécifique ainsi que des niveaux de population (Haila, 1999). Les « îlots de confinement » d'originaux de 3 à 4 ha de superficie constituent les premières SFR utilisées au Québec (Québec 1988), et visaient au maintien d'habitat de qualité pour une espèce d'intérêt pouvant être « indicatrice » d'un groupe d'espèce plus vaste. Cette approche a cependant été rapidement délaissée sans qu'une validation de son potentiel faunique n'ait été réalisée.

### Les séparateurs de coupe

Par l'instauration du *Règlement sur les Normes d'Intervention dans les forêts du domaine de l'état* (RNI), les séparateurs de coupe riverains (bordant un ruisseau) et non-riverains deviennent les premières SFR dûment adoptées par réglementation puis largement utilisées par l'industrie forestière. Ce sont des structures linéaires, de largeur variable (60-100 m), plus vastes (~ 8-10 ha), séparant deux aires de coupe (habituellement des CPRS) n'excédant pas 150 ha en pessière (Figure 1a) (MRNQ, 1996) (N.B. : entre 1988 et 1996, la superficie maximale d'une coupe d'un seul tenant était fixé à 250 ha en pessière). Devant l'ampleur de l'utilisation des séparateurs de coupe et le peu de connaissances disponibles sur leur utilisation par la faune, deux programmes de recherche ont été mis sur pied entre 1988 et 1999. Le premier projet, réalisé en sapinière à bouleau blanc, traitait uniquement des séparateurs riverains de largeur variant entre 20 et 60 m en les comparant à des structures résiduelles de plus grandes dimensions (> 300 m de largeur) (Darveau *et al.*, 1995, 1998 et 2001).

Le lièvre d'Amérique semblait sous-utiliser les séparateurs riverains, considérés comme des habitats de faible qualité (Darveau *et al.*, 1998), tandis que les micromammifères (principalement le campagnol à dos roux de Gapper et la souris sylvestre) présentaient des abondances équivalentes dans tous les types de milieux (Darveau *et al.* 2001), probablement en raison de la superficie restreinte des domaines vitaux de ces dernières espèces (~1 ha) (Desrosiers *et al.*, 2002). Darveau *et al.* (1995) ont toutefois observé des augmentations d'abondance des oiseaux forestiers de l'ordre de 30 à 70 % pour plusieurs espèces, immédiatement après coupe. Ce phénomène correspond au confinement (ou *effet-refuge*) caractéristique de plusieurs espèces qui se concentrent dans des fragments résiduels d'habitat non perturbés (Andrén, 1994; Debinski et Holt, 2000), entraînant une augmentation locale de leur abondance à court terme. Dès l'année suivant la coupe, les séparateurs riverains les plus étroits (20-40 m) – qui présentaient les plus fortes densités d'individus en raison de l'effet refuge – affichaient les déclinés de population les plus marqués (Darveau *et al.*, 1995). Finalement, trois ans après coupe, les espèces de forêt d'intérieur étaient significativement sous-représentées dans les séparateurs tandis que les espèces ubiquistes étaient surreprésentées (Darveau *et al.*, 1995). La communauté aviaire résultante était conséquemment différente et moins représentative des milieux non-perturbés. Plus spécifiquement, ces auteurs soulignaient la disparition quasi complète du roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*), de la grive à dos olive (*Catharus undulatus*), de la paruline rayée (*Dendroica striata*) et de la paruline verte à gorge noire (*D. virens*) dans les séparateurs les plus étroits.



**Figure 1.** Quatre stratégies de dispersion de coupe générant des structures forestières résiduelles différentes (échelle 1 :15 000). Pour chaque scénario, une structure forestière résiduelle est circonscrite par un cercle pointillé noir à titre d'exemple. A) Séparateurs de 60-100 m ; B) Blocs résiduels de 20 à 50 ha ; C) Approche en mosaïque de 85 à 100 ha ; D) Approche par méga-blocs de 250 à 300 ha.

Le deuxième projet, réalisé à la limite de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière noire du Lac-Saint-Jean, avait comme objectif de quantifier l'utilisation de séparateurs riverains et non-riverains par la faune, et de la comparer à celle d'aires « témoins » non perturbées (Potvin et Bertrand, 2004). À la suite des recommandations des recherches précédentes portant sur l'utilisation des parterres de coupe (Dussault *et al.*, 1998 ; Ferron *et al.*, 1998 ; Potvin et Courtois, 1998 ; Turcotte *et al.*, 2000 ; Courtois *et al.*, 2002), cette étude visait à caractériser l'utilisation des SFR de plus grandes superficies. Ces structures expérimentales – nommées « blocs résiduels » et d'une superficie variant entre ~ 20 et 50 ha (Figure 1b) – ont été réparties dans le même territoire d'étude que les séparateurs, afin de mesurer leur utilisation par la faune. Ainsi, Côté et Ferron (2001), ont noté des densités de population équivalentes pour trois espèces de sciuridés [l'écureuil roux, le tamia rayé et le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*)] dans trois types de SFR et la forêt témoin. En ce qui a trait à l'écureuil roux, l'espèce de sciuridé la plus abondante, les différents types de SFR n'influençaient pas le recrutement juvénile, la survie et la masse corporelle. Étudiant le tétras du Canada, Potvin *et al.* (2001) n'ont également pas observé de différence de densité entre les trois différents types de SFR et la forêt témoin continue. Grâce au suivi télémétrique, ces auteurs ont toutefois noté que les tétras utilisaient davantage les séparateurs larges et éloignés des massifs forestiers de plus de 25 ha, présentant à la fois un couvert arborescent de faible densité et une strate arbustive dense. En contrepartie, St-Laurent *et al.* (2006) ont noté davantage d'indices de présence (fèces et brouet) de lièvre d'Amérique dans les paysages présentant des blocs résiduels de 20 à 50 ha que dans les séparateurs. De plus, les SFR les plus vastes (*i.e.* blocs résiduels) étaient utilisées par le lièvre de manière similaire à la forêt témoin continue, contrairement aux SFR les plus petites (*i.e.* séparateurs). Finalement, le suivi télémétrique a aussi démontré que le lièvre confinait davantage son activité à l'intérieur des blocs résiduels que dans les séparateurs. Il est à noter que la majeure partie de la variabilité était attribuable aux différences entre les sites, suggérant que la composition et la structure forestière pouvaient expliquer une bonne portion de la variabilité totale associée à l'utilisation des SFR par le lièvre (St-Laurent *et al.*, 2006). Dans le même secteur d'étude, Boulet *et al.* (2003) ont montré que la densité de couples de passereaux forestiers généralistes était aussi élevée dans les séparateurs que dans la forêt témoin continue, contrairement aux couples de passereaux de forêt d'intérieur dont la densité était significativement plus faible dans les séparateurs. Toutefois, la prédation des nids ne différait pas entre les séparateurs et la forêt témoin continue (Boulet *et al.*, 2003). Plus spécifiquement, Darveau *et al.* (1999) ont noté que l'utilisation de séparateurs de 60 à 100 m de largeur pouvait compromettre le statut de trois migrateurs néotropicaux, soit la paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), la paruline à joues grises (*Vermivora ruficapilla*) et la paruline à tête cendrée (*D. magnolia*), de deux migrateurs de courte distance, soit le roitelet à couronne rubis (*Regulus calendula*) et le roitelet à couronne dorée, et d'une espèce résidente, soit la mésange à tête brune (*Parus*

*hudsonicus*). La paruline à poitrine baie, l'espèce la plus affectée par la perte d'habitat induite par la coupe, était pratiquement absente dans les deux types de séparateurs, et n'était présente qu'à des densités quatre fois plus faibles dans les blocs résiduels de 20-50 ha comparativement à la forêt témoin (Darveau *et al.*, 1999). Cette dernière observation confirme les conclusions de Drolet *et al.* (1999) qui, selon une étude menée en sapinière, statuent que cette espèce disparaît du paysage lorsque plus de 55 % du couvert forestier est prélevé dans un paysage de 100 ha. Finalement, Imbeau (2001) soulignait que la probabilité de présence du pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*) était linéairement et positivement reliée à la proportion de forêt résiduelle, sans seuil critique apparent et ce, dans des rayons de 300 mètres.

En résumé, les séparateurs riverains et non-riverains ne semblaient pas constituer des SFR de qualité pour certaines des espèces fauniques étudiées en forêt boréale. La tendance observée pour plusieurs espèces suggère que l'instauration de SFR de plus grande superficie permettait d'offrir – à l'échelle du paysage perturbé – une bonne représentation de forêt d'intérieur pour les espèces strictement associées à cette portion des peuplements forestiers. De plus, une nouvelle considération est venue complexifier la planification des SFR. En effet, à la suite des conclusions de quelques études (Darveau *et al.* 1999; Potvin *et al.* 2001; St-Laurent *et al.* 2006), il est devenu impératif de s'interroger non seulement sur la quantité d'habitat résiduel laissée dans le parterre d'intervention, mais également sur sa qualité (structure et composition forestière des SFR). Ce dernier élément, associé au besoin de générer de plus grandes SFR, a permis de jeter les bases d'un nouveau projet de recherche sur la qualité et l'étendue de la forêt résiduelle à l'échelle du paysage.

*Vers de plus vastes SFR : la mosaïque et l'approche par mégablocs.*

Dans la foulée des recommandations de Potvin *et al.* (1999, 2005b) et de Potvin et Bertrand (2004), découlant du potentiel fort restreint des séparateurs de coupe à agir comme habitats « réservoirs » pour la faune, principalement pour les espèces d'intérieur, on a préconisé l'adoption de nouveaux patrons de dispersion de coupe permettant d'augmenter la proportion de forêt résiduelle dans le paysage. Qui plus est, les séparateurs étant fort sensibles au chablis (Ruel *et al.*, 2001), cela réduit d'autant plus leur potentiel comme habitat faunique à long terme pour les espèces de forêt mature. Parallèlement aux projets de recherche mentionnés précédemment, une approche de coupe en mosaïque – correspondant grossièrement à un échiquier (Figure 1c) et initiée au Québec par la compagnie Bowater Produits Forestiers du Canada Inc. – a été proposée par Bélanger (2001) pour pallier aux lacunes des séparateurs de coupe. Cette nouvelle approche était permise dans la législation depuis 1996, mais lors de la mise à jour du RNI en 2003, la SFR conservée entre deux aires de coupe, de superficie équivalente à la plus grande des assiettes de coupe adjacentes, devait présenter une superficie variant de ~85 à 100 ha, tout en ayant une largeur minimale de

200 m et ce, sur 20 % (en 2003), 40 % (en 2004) et 60 % (en 2005) du territoire (art. 74.3a, RNI, MRNQ, 2003a). Cependant, la *Loi sur les forêts* de 2003 prévoit que les bénéficiaires de contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF) peuvent déroger aux normes du RNI s'ils démontrent que les mesures de substitution proposées assurent une protection égale ou supérieure des ressources naturelles (art. 25.3 ; MRNQ, 2003b) et ce, afin d'expérimenter de nouvelles approches sylvicoles visant à maintenir les communautés fauniques. Grâce à une dérogation ministérielle, la compagnie Abitibi-Consolidated Inc. a conséquemment pu développer – en collaboration avec les Universités du Québec à Rimouski et à Chicoutimi – une nouvelle approche de dispersion de coupe appelée *approche en méga-blocs* (Figure 1d). Suivant cette approche, des SFR variant en taille de ~ 250 à 300 ha – ce qui représente ~ 10 % du parterre d'intervention, soit l'équivalent de la superficie de l'ensemble des séparateurs non-riverains – sont disposées dans ce parterre, où sont par ailleurs maintenus uniquement les séparateurs riverains.

Considérant que les séparateurs de coupe n'offraient pas un habitat de qualité pour certaines espèces fauniques, ces deux nouvelles stratégies de dispersion de coupe présentaient conséquemment un potentiel avantageux pour la faune, en offrant davantage de forêt d'intérieur et moins d'habitat de bordure que l'approche conventionnelle. Toutefois, le potentiel faunique de ces approches restait à démontrer. Nous avons par conséquent mis sur pied un projet de recherche – actuellement en cours – en collaboration avec les deux industriels mentionnés, afin d'établir le potentiel faunique des SFR en mosaïque ainsi qu'en méga-blocs. Nous avons ciblé plusieurs espèces ou groupes d'espèces, à savoir le lièvre d'Amérique, les micromammifères, le tétras du Canada, les pics à dos noir (*P. arcticus*) et à dos rayé ainsi que la communauté de passereaux forestiers de la pessière noire.

Les résultats préliminaires indiquent que pour l'ensemble des espèces étudiées, les deux approches soutiennent des populations dont l'abondance relative à l'intérieur des SFR est équivalente à la forêt témoin continue non-perturbée, voire supérieure en raison des différences de composition et de structure des SFR de même que d'une concentration d'individus suite à la perturbation (*i.e.* effet-refuge). Ceci constitue un gain notable relativement au maintien de la diversité spécifique et des niveaux de population à la suite de la coupe forestière. De plus, nos observations permettent d'avancer que la majorité de la variabilité observée au niveau de l'abondance relative des espèces étudiées s'explique par la composition et la structure des peuplements forestiers composant les SFR, de même que par la configuration du paysage plutôt que par la superficie même des SFR. Ces résultats seront publiés sous peu.

Il est à souligner que ce dernier projet a été réalisé en partenariat avec l'industrie forestière, en vue de mitiger l'impact de leurs travaux sylvicoles sur la faune, d'améliorer la perception du public à leur égard et de faciliter l'accès à la certification

commerciale de leurs produits. Cette collaboration apparaît d'autant plus souhaitable que l'objectif commun est d'améliorer la gestion de la ressource forestière, tant d'un point de vue faunique que ligneux.

### **Implications en aménagement forestier : vers où allons-nous ?**

Les résultats préliminaires suggèrent que les deux nouveaux types de SFR étudiés – résultant de la coupe en mosaïque et de l'approche en méga-blocs – supportent des densités fauniques équivalentes à la forêt témoin non perturbée pour les espèces étudiées, contrairement aux séparateurs de coupe utilisés depuis 1996 par l'industrie forestière. Toutefois, il faut noter que les deux approches ont été évaluées à la suite de la première récolte, qui laisse ~ 50 % de forêt résiduelle en mosaïque et ~ 15 % selon l'approche en méga-blocs. De ce fait, il est possible que le potentiel faunique des deux approches diminue lors de la deuxième récolte. En effet, selon l'article 75 du RNI (MRNQ, 2003a), la forêt résiduelle peut être prélevée en totalité ou en partie lorsque la régénération adjacente atteint une hauteur moyenne de 3 m de hauteur. Cette dernière considération, qui vaut pour tous les types de SFR, a jusqu'ici souvent été négligée ou reléguée au second plan dans les recommandations scientifiques découlant de l'évaluation des différentes stratégies de coupe. La valeur faunique des aires en régénération de 3 m de hauteur et des séparateurs riverains à titre d'habitats « réservoirs » est pourtant une question fondamentale. La qualité et l'importance à long terme des différentes alternatives de configuration de coupe à l'échelle du paysage dépendent de la stratégie d'exploitation des aires en régénération. Avant de prélever la forêt mature adjacente, il est en effet impératif de déterminer si de tels habitats peuvent supporter des communautés fauniques permettant la recolonisation de la forêt en devenir afin de ne pas compromettre les efforts préalablement investis dans la conservation de la biodiversité par le biais de différentes stratégies de configuration des SFR. Cette question, qui a été abordée partiellement par Jacqmain (2003) et De Bellefeuille *et al.* (2001), est actuellement à l'étude dans notre laboratoire et doit être davantage documentée afin d'assurer une gestion et une conservation efficace des espèces fauniques dans des paysages forestiers exploités.

De plus, il apparaît que la composition et la structure de la forêt résiduelle laissée sur pied importe davantage que l'agencement de cette forêt au niveau du paysage. Nos travaux portent actuellement sur l'élaboration d'un modèle d'évaluation du potentiel faunique de stratégies de dispersion de coupe pouvant éventuellement servir d'outil d'aide à la prise de décision. Cette série de modèles mathématiques et statistiques devrait permettre de prévoir l'impact de différents scénarios de SFR sur les espèces indicatrices que nous avons utilisées dans le cadre de nos plus récents travaux de recherche.

Considérant les relations observées entre la diversité biologique et la complexité des habitats (Franklin 1993; Hunter 1999), il est déjà établi qu'une gestion forestière inspirée des perturbations naturelles et offrant une diversité dans la forme, la taille et l'intensité des prélèvements ligneux, pourrait assurer le maintien d'une matrice forestière structurellement complexe (Bergeron et Harvey, 1997; Bergeron *et al.*, 1999; Bergeron et Drapeau, 2001). Toutefois, cette adéquation n'est qu'en partie documentée pour la faune, et la comparaison des communautés fauniques évoluant dans des perturbations anthropiques et naturelles nécessite davantage d'investigation. Ainsi, malgré une certaine polémique entourant l'approche écosystémique, de telles études pourraient démontrer l'importance des perturbations naturelles comme facteur de maintien de la biodiversité, et ainsi constituer les bases de la foresterie de demain.

Conséquemment, nous considérons qu'aucune stratégie uniforme de dispersion des coupes et de la forêt résiduelle ne devrait être appliquée à la totalité de la pessière noire boréale et qu'une modulation des approches de dispersion est nécessaire afin de prendre en compte tous les enjeux de l'exploitation forestière, qu'ils soient économiques, sociaux ou environnementaux. Dans un tel contexte, le défi est d'arriver à diversifier les stratégies d'exploitation [*i.e.* configuration spatiale variable et types de coupe tels que les CPRS, les coupes avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et les coupes progressives d'ensemencement (CPE)] afin de conserver les forêts dans un état analogue aux forêts naturelles et anciennes, tant au niveau de la composition et de la structure des peuplements, en s'inspirant des processus naturels de perturbation. Nous sommes toutefois conscients qu'il reste beaucoup à faire malgré les progrès effectués à ce jour. De concert avec les études menées dans d'autres universités et centres de recherche [*e.g.* Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, laboratoires de Louis Imbeau (UQAT), André Desrochers (U. Laval) et Pierre Drapeau (UQÀM)], nos travaux contribuent à l'effort de recherche collectif visant à mettre sur pied une foresterie durable et en harmonie avec les différentes vocations du territoire forestier. Finalement, cette revue de littérature n'a pas la prétention de fournir des réponses pour l'ensemble de la biodiversité boréale, plusieurs espèces végétales et animales n'étant pas considérées dans la présente synthèse. Ainsi, les recommandations sous-jacentes aux études citées ne peuvent être garantes du maintien de la biodiversité totale, bien que l'évolution des pratiques forestières tende à améliorer le statut et la conservation de plusieurs autres espèces.

### Remerciements

Nous tenons à remercier tous les intervenants et industriels forestiers avec qui nous avons collaboré lors des travaux passés et en cours. De plus, nous exprimons un merci tout spécial à tous les étudiants gradués et les assistants de terrain qui ont participé à l'ensemble de ces projets, et sans qui la cueillette et l'analyse des données de même que l'évolution de plusieurs études n'auraient

pu être menées à bien avec autant de professionnalisme. Merci également à Mathieu Côté, Christian Dussault et Caroline Hins pour leurs commentaires judicieux lors de l'élaboration de cet article. Martin-Hugues St-Laurent est redevable au Fonds FQRNT, à la Fondation de l'Université du Québec à Montréal, au Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale de l'Université du Québec à Chicoutimi et à l'Université du Québec à Rimouski pour leur support financier. Les recherches menées par notre laboratoire ont été supportées par le Ministère des ressources naturelles du Québec, la Société de la faune et des Parcs, ainsi que par le FQRNT et le Fonds de la recherche forestière du Saguenay - Lac-Saint-Jean et les compagnies forestières Bowater et Abitibi-Consolidated.

**Note biographique :** Jean Ferron (Ph.D.) et Martin-Hugues St-Laurent (M.Sc.) sont biologistes à l'Université du Québec à Rimouski et travaillent actuellement sur les communautés d'oiseaux et de mammifères en pessière noire. Le premier est actuellement vice-recteur à la formation et à la recherche après une longue carrière de professeur amorcée en 1975; ses recherches ont touché à la fois au comportement animal, à la gestion de la faune et à l'aménagement de l'habitat. Le second poursuit son doctorat sur les réactions des communautés d'oiseaux et de mammifères à différents patrons de dispersion de coupe en forêt boréale exploitée.

### Bibliographie

- Andrén, H. 1994. Effect of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 335-366.
- Bélanger, J. 2001. La coupe en mosaïque, un choix chez Alliance. Dans N. Perron, M. Plante et C. Dussault (Éds). *Tout un monde à connaître ! Actes du 2<sup>e</sup> Forum Forêt-Faune*, Jonquière, 10-11 nov. 1999.
- Benz, F. 2000. Effets de coupes en damiers sur l'utilisation de l'habitat par la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) dans la sapinière à bouleau jaune. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 72 p.
- Bergeron, Y., et P. Drapeau. 2001. L'importance des forêts surannées et anciennes dans le maintien de la biodiversité en forêt boréale abitibienne. Rapport, Ministère des Ressources Naturelles, 172p.
- Bergeron, Y., et B. Harvey. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92: 235-242.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle* 75(1): 55-61.
- Boulet, M., M. Darveau et L. Bélanger. 2003. Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 922-930.
- Burton, P.J., D.D. Kneeshaw et K.D. Coates. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *The Forestry Chronicle* 75(4): 623-631.
- Côté, M., et J. Ferron. 2001. Short-term use of different forest structures by three sciurid species in a clear-cut boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1805-1815.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet et B. Gagné. 1998. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34(1): 210-211.
- Courtois, R., C. Dussault, F. Potvin et G. Daigle. 2002. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes. *Alces* 38: 177-192.



- Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot et P. Larue. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management* 59(1): 67-78.
- Darveau, M., J. Huot et L. Bélanger. 1998. Riparian forest strips as habitat for snowshoe hare in boreal balsam fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1494-1500.
- Darveau, M., M. Boulet et L. Bélanger. 1999. Wildlife use of landscapes resulting from different management strategies in the boreal black spruce forest. The Landscape Structure and Biodiversity Project (LSBP): Avian response. SFM Network Project: Project report 1999-29.
- Darveau, M., P. Labbé, P. Beauchesne, L. Bélanger et J. Huot. 2001. The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management* 143: 95-104.
- De Bellefeuille, S., N. Gagné, L. Bélanger, J. Huot, A. Cimon, S. Déry, et J.-P. Jetté. 2001. Effets de trois scénarios de régénération de la sapinière boréale sur les passereaux nicheurs, les petits mammifères et le lièvre d'Amérique. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1312-1325.
- Debinski, D.M., et R.D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Desrosiers, N., R. Morin et J. Jutras. 2002. Atlas des micromammifères du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, Québec, 89 p.
- Drolet, B., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 1999. Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. *The Condor* 101: 699-704.
- Dussault, C. R. Courtois et J. Ferron. 1998. Impact à court terme d'une coupe avec protection de la régénération sur la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) en forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 468-477.
- Etcheverry, P. 2004. Dynamique des populations de lièvres et de petits mammifères du sud-est de la forêt boréale nord-américaine en regard de l'exploitation des forêts et des animaux à fourrure. Thèse de doctorat, Université du Québec à Rimouski, 150 p.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61(3): 603-610.
- Ferron, J., et J.-P. Ouellet. 1992. Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest. *Canadian Journal of Zoology* 70: 2178-2183.
- Ferron, J., R. Couture, et Y. Lemay. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy, 198 p.
- Ferron, J., F. Potvin et C. Dussault. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1335-1343.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3(2): 202-205.
- Frelich, L.E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press. New-York, 266 p.
- Gagnon, R., et H. Morin. 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité. *Le Naturaliste Canadien* 125(3): 26-35.
- Haila, Y. 1999. Islands and fragments. In *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. M.L. Hunter Jr. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge, 698 p.
- Hunter, M.L. Jr. 1999. *Biological diversity*. Dans *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. M.L. Hunter Jr. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge, 698 p.
- Imbeau, L. 2001. Effets à court terme et à long terme de l'aménagement forestier sur l'avifaune de la forêt boréale et une de ses espèces-clés : le pic tridactyle. Thèse de doctorat, Université Laval, 111 p.
- Imbeau, L., J.-P.L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1850-1860.
- Imbeau, L., M. Mönkkönen, et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15(4): 1151-1162.
- Jacqmain, H. 2003. Rabbit Habitat Project: Analyse biologique et autochtone de la restauration de l'habitat du Lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des Cris de Waswanipi. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 76 p.
- Mallik, A.U. 2001. Black spruce growth and understory species diversity with and without Sheep laurel. *Agronomy Journal* 93: 92-98.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MNRQ). 1996. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public. Éditeur officiel du Québec, Québec, 35 p.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MNRQ). 2003a. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. Éditeur officiel du Québec, Québec, 36 p.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MNRQ). 2003b. Loi sur les forêts. Éditeur officiel du Québec, Québec, 97 p.
- Östlund, L. O. Zackrisson et A.-L. Axelsson. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1198-1206.
- Pothier, D. 2001. Portrait de la forêt boréale québécoise. *Le Naturaliste Canadien* 125(3): 5-9.
- Potvin, F., et R. Courtois. 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre: synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 91 p.
- Potvin, F., et N. Bertrand. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: a management scenario suitable for wildlife? *The Forestry Chronicle* 80(1): 44-53.
- Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1120-1227.
- Potvin, F. R. Courtois, C. Girard et J.-B. Strobel. 2001. Fréquentation par le tétras du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 48 p.
- Potvin, F., L. Breton et R. Courtois. 2005a. Response of beaver, moose, and snowshoe hare to clear-cutting in a Quebec boreal forest: a reassessment 10 years after cut. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 151-160.
- Potvin, F., N. Bertrand et J. Ferron. 2005b. Attributes of forest strips used by snowshoe hare in winter within clearcut boreal landscapes. *Canadian Journal of Forest Research*. *Sous presse*.
- Québec, 1988. Loi sur les forêts. Décret 1627-88. Gazette officielle du Québec No. 46.
- Ruel, J.-C., D. Pin et K. Cooper. 2001. Windthrow in riparian buffer strips: effects of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management* 143: 105-113.
- St-Pierre, C. 2003. La prédation intraguilde et la coexistence entre l'hermine (*Mustela erminea*) et la belette à longue queue (*M. frenata*). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 43 p.
- St-Laurent, M.-H., M. Cusson, J. Ferron et A. Caron. 2006. Use of residual forest blocks and strips by snowshoe hare (*Lepus americanus*) at low density in a clear-cut boreal landscape. *The Forestry Chronicle*, *en révision*
- Sullivan, T.P., D. D. Sullivan et P.M.F. Lindgren. 2001. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. I. Diversity of stand structure. *Journal of Applied Ecology* 38: 1221-1233.
- Thompson, I.D. 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in Ontario. *The Forestry Chronicle* 64: 251-261.
- Thompson, I.D., J.A. Baker et M. Ter-Mikaelian. 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management* 177: 441-469.
- Turcotte, F. R. Courtois, R. Couture et J. Ferron. 2000. Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcapennis canadensis*). *Canadian Journal of Forest Research* 30: 202-210

# LES OISEAUX FORESTIERS MONTRENT-ILS LA MÊME SENSIBILITÉ À L'EXPLOITATION FORESTIÈRE AUX ÉCHELLES DU PEUPELEMENT ET DU PAYSAGE?

Marc-André VILLARD et Jean-Sébastien GUÉNETTE. Chaire de recherche du Canada en conservation des paysages, Département de biologie, Université de Moncton, Moncton, NB Canada. E1A 3E9.

Courriel : [villarm@umoncton.ca](mailto:villarm@umoncton.ca)

---

**Résumé :** En milieu forestier, les oiseaux constituent un taxon diversifié et relativement facile à échantillonner sur de grandes superficies. Il n'est donc pas étonnant que les oiseaux forestiers (principalement passereaux et pics) aient fait l'objet de nombreuses études visant à évaluer la réponse biologique à l'exploitation forestière. Cet article a pour but de déterminer dans quelle mesure la réponse des espèces à la foresterie est comparable lorsqu'on l'analyse à l'échelle locale (ici, rayon de 80 m) et à l'échelle du paysage (rayon de 1 km). Autrement dit, peut-on extrapoler les effets de la coupe d'une échelle spatiale à l'autre? Nous avons évalué la réponse des oiseaux à la coupe forestière à l'aide de régressions logistiques sur la présence-absence de 42 espèces d'oiseaux dénombrées dans 390 stations d'écoute situées dans le District de Black Brook, un paysage sous aménagement forestier du nord-ouest du Nouveau-Brunswick. Les absences ont été validées en effectuant un total de 45 min d'observation réparties sur trois visites durant la saison de nidification. Vingt-cinq des 42 espèces ont répondu positivement ou négativement à l'exploitation forestière à l'échelle locale, et 14 à l'échelle du paysage. Nous n'avons observé une correspondance que chez 6 des 14 espèces d'oiseaux répondant significativement à la proportion de forêt mature dans le paysage. Il est donc crucial d'intégrer la réponse des espèces tant à l'échelle locale (peuplement) qu'à celle du paysage lorsqu'on planifie l'exploitation intégrée de nos forêts.

**Mots-clés :** conservation, échelle spatiale, oiseaux forestiers, paysage, régression logistique, seuils écologiques

**Abstract :** In forest ecosystems, birds represent a species-rich taxon which is relatively easy to survey over large spatial scales. Hence, forest birds (mainly passerines and woodpeckers) have been the focus of numerous studies aiming to assess biological response to forest harvesting. This study aims to determine the comparability of forest bird response to forestry at local (here, 80-m radius circle) and landscape (1-km radius) scales. In other words, can we extrapolate responses to harvesting from one spatial scale to the other? We examined bird response to harvesting using logistic regression models on the presence-absence of 42 species at 390 point count stations located in the Black Brook District, a managed forest landscape of northwestern New Brunswick. Absences were validated using a total of 45 min of observation distributed among three visits during the breeding season. Twenty-five of the 42 species responded positively or negatively to forest harvesting at the local scale, and 14 at the landscape scale. Only 6 of the 14 species responded in the same fashion at both scales. These results indicate that we should integrate the particular response of species both at local and landscape scales when planning sustainable forest management.

**Key words:** conservation, ecological thresholds, forest birds, landscape, logistic regression, spatial scale

---

## Introduction

Parallèlement au raffinement de nos connaissances sur la dynamique forestière, les traitements sylvicoles sont de plus en plus diversifiés. Cette diversité se traduit notamment par une complexification des paysages forestiers, qui représentent une mosaïque d'habitats de qualité variable plutôt qu'une juxtaposition d'habitat et de non-habitat. De plus, un type particulier de traitement sylvicole (ex.: coupe de jardinage par pied d'arbre) peut produire des peuplements très variables (Guénette et Villard, 2005), selon la structure initiale du peuplement, les objectifs particuliers du traitement sylvicole appliqué et le mode de travail de différents opérateurs forestiers. L'intégration de la biodiversité parmi les valeurs faisant l'objet de la planification des interventions forestières doit donc être fondée sur une connaissance de la réponse de la faune et de la

flore à des gradients complexes de structure et de composition de la forêt.

Dans ce contexte, la forêt du Nouveau-Brunswick représente un cas intéressant puisqu'elle compte certaines des terres forestières les plus intensivement aménagées au Canada (MacLean et al., 2002). La plantation de conifères y est pratiquée depuis bientôt 50 ans, tandis que les peuplements dominés par les feuillus n'ont été exploités que sporadiquement avant les années 1980. Par ailleurs, dans les peuplements feuillus, la coupe à blanc est interdite sur les terres de la Couronne, sauf dans les peuplements très dégradés. Enfin, la présence de grandes terres facilite l'établissement de certains dispositifs expérimentaux dans le cadre de partenariats entre les chercheurs universitaires et l'industrie.

Notre groupe de recherche a tiré parti de cette situation afin d'analyser la réponse de taxons-cibles à des gradients d'intensité d'exploitation forestière. Ces taxons sont les oiseaux, les coléoptères carabidés et certaines plantes herbacées et macrolichens épiphytes. Plutôt que de comparer la réponse des espèces à divers traitements sylvicoles (très variables) vs des sites témoins, notre démarche consiste à analyser la forme de la réponse des espèces au gradient de structure forestière produit par ces traitements (Fig. 1). Dans cet article, nous qualifierons comme étant « sensibles » les espèces répondant négativement au gradient d'altération (ex. Fig. 1c-f), tandis que les espèces ne répondant pas (Fig. 1a) ou répondant positivement (Fig. 1b) seront considérées comme étant « tolérantes ou favorisées » par les traitements sylvicoles. Pour les espèces répondant fortement à ce gradient (ex. Fig. 1b ou 1f), il est possible de déterminer la limite (ou seuil) de leur réponse à la foresterie (ex. Suorsa et al., 2005; Guénette et Villard, 2004, 2005). De la même façon, on peut déterminer la présence de seuils de réponse au contexte du paysage, c'est-à-dire à la quantité et à la répartition de l'habitat dans la région environnante.

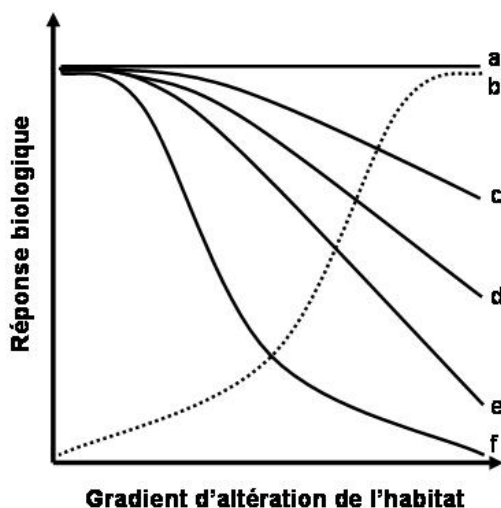


Fig. 1. Quelques réponses hypothétiques d'espèces à l'altération de leur habitat par l'activité humaine. L'espèce a ne répond pas au gradient. L'espèce f répond fortement et de façon négative. Les espèces c, d et e montrent des réponses négatives d'intensité intermédiaire. L'espèce b répond fortement, mais de façon positive.

L'existence de seuils empiriques robustes dans le temps et dans l'espace pourrait permettre d'identifier des zones de compromis entre la conservation et l'exploitation des ressources (Radford et Bennett, 2004; Suorsa et al., 2005; Guénette et Villard, 2005;

Huggett, 2005). De plus, l'étude approfondie de ces seuils est susceptible de nous éclairer sur les facteurs écologiques limitant la répartition des espèces (Bütler et al., 2004). Enfin, la connaissance de seuils dans l'occurrence ou l'abondance d'espèces permet d'améliorer grandement la précision de nos cartes de répartition prédite des espèces.

Cet article traite de la réponse d'oiseaux forestiers (passereaux et pics) à l'altération de leur habitat. Ces espèces se prêtent particulièrement bien à ce type d'étude car elles peuvent être échantillonnées sur de grandes superficies à partir de leurs vocalisations (Blondel et al. 1981). De plus, selon les espèces, la superficie des peuplements cartographiés lors d'inventaires forestiers correspond grosso modo à un domaine vital ou à une population locale. Enfin, Seagle et Sturtevant (2005) ont observé que, chez certaines espèces d'oiseaux, la productivité des populations d'oiseaux reflète ultimement celle des peuplements forestiers.

Nous nous intéresserons particulièrement à la question suivante: y-a-t-il une correspondance directe entre la sensibilité (ou la tolérance) relative des espèces à l'exploitation forestière aux échelles du peuplement (ici, rayon de 80 m autour de chaque station) et du paysage (rayon de 1 km)? Spécifiquement, est-ce que les caractéristiques écologiques qui déterminent la sensibilité relative des espèces à la foresterie agissent de façon semblable à plusieurs échelles spatiales? Cette question est importante non seulement d'un point de vue pratique, mais aussi du point de vue de notre compréhension de l'écologie des espèces. Du point de vue de la conservation et de l'aménagement, il est important de déterminer si les effets de la foresterie sont avant tout locaux ou s'ils ont un effet synergique puisque la foresterie altère à la fois les peuplements et le paysage. Quelques études ont porté spécifiquement sur cet aspect de la question (Mitchell et al., 2001; Lichstein et al., 2002; Hagan et Meehan 2002; Betts et al., 2006). Toutefois, la comparaison de la réponse des espèces à l'altération de leur habitat à la fois aux échelles locale et du paysage n'a fait l'objet d'aucune étude, à notre connaissance. Les études pré-citées sont fondées sur le développement des modèles prédictifs les plus performants à chaque échelle, sans chercher à dégager des indices d'altération de l'habitat qui soient comparables entre échelles. Notre démarche vise justement à contraster la réponse des espèces à des indices reflétant la quantité de ressources/habitat à chaque échelle. Les espèces répondant négativement à la foresterie aux échelles du peuplement et du paysage devraient selon nous faire l'objet d'une attention particulière, tandis que les espèces répondant positivement aux deux échelles pourraient représenter de bons indicateurs du degré de perturbation d'une région d'étude.

#### Échantillonnage sur le terrain

Les données ont été récoltées dans le District de Black Brook (47°23'N; 67°40'O), un territoire forestier privé appartenant à la compagnie J.D. Irving Ltd qui est situé dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, Canada. Cette région est caractérisée par un

relief ondulé. Les collines sont dominées par l'érable à sucre (*Acer saccharum*) accompagné par le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*). Les plateaux et ravins sont quant à eux dominés par les résineux, principalement le sapin baumier (*Abies balsamea*) et les épinettes (*Picea rubens*, *P. mariana*). Voir Guénette et Villard (2005) pour une description détaillée des traitements sylvicoles appliqués dans la région d'étude. Mentionnons simplement que les peuplements résineux sont coupés à blanc et replantés avec des épinettes, tandis que les érablières sont principalement aménagées de façon inéquienne (jardinage par pied d'arbre).

Nous avons échantillonné les oiseaux à l'aide d'un protocole modifié de stations d'écoute (Gunn et al., 2000) combinant les périodes d'écoute silencieuse et l'utilisation d'enregistrements de cris de houpillage de Mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*). De plus, nous avons échantillonné la végétation à l'échelle locale (rayon de 80 m) et quantifié le contexte du paysage (rayon de 1 km). Le protocole détaillé à l'échelle des peuplements est présenté par Guénette et Villard (2005). Ici, nous nous concentrerons sur une composante principale formant un gradient d'altération des peuplements forestiers. Les variables les plus fortement reliées à cet axe étaient la densité d'arbres de toute espèce de 20 cm de dhp et plus et la densité de chicots  $\geq 10$  cm de dhp. À l'échelle du paysage, la variable la plus discriminante était le pourcentage de peuplements matures ou surmatures non-traités, ou ayant subi un premier traitement (jardinage ou coupe par trouées).

### Analyses statistiques

La détection objective de seuils dans la réponse des espèces requiert une approche statistiquement rigoureuse étant donné que les valeurs seuils peuvent mener au développement d'objectifs quantitatifs de conservation (ex. proportion d'habitat propice à maintenir dans le paysage). De telles méthodes ont été développées afin de déterminer des valeurs seuils dans le cas de variables dépendantes binaires (Zweig et Campbell, 1993) ou continues (Toms et Lesperance, 2003). Les stations d'écoute permettent d'obtenir des données de présence-absence ainsi qu'un indice d'abondance pour chaque espèce d'oiseau présente. Or, l'indice d'abondance varie principalement de 0 à 2 lorsqu'on utilise un rayon de détection de 100 m (Guénette et Villard, données non publiées). Nous avons donc choisi de nous concentrer sur la présence-absence des espèces, les absences étant validées par 45 min. de dénombrement à chacune des stations, réparties sur trois visites. Nous avons examiné la réponse des espèces à l'aide de la régression logistique et nous avons utilisé l'analyse ROC (receiver-operating characteristic) afin d'identifier des valeurs seuils (Zweig et Campbell, 1993; Guénette et Villard, 2004).

Les espèces détectées dans moins de 5% des 390 stations échantillonnées ont été exclues des analyses car les modèles logistiques fondés sur des fréquences d'occurrence aussi faibles

sont particulièrement sensibles aux valeurs extrêmes et leurs seuils ROC sont peu fiables (Manel et al. 2001).

### Résultats

Des 42 espèces qui ont satisfait notre critère d'inclusion dans les analyses, 25 ont répondu significativement ( $\alpha < 0,01$ ) au gradient d'altération de l'habitat (13 négativement et 12 positivement; Tableau 1). À l'échelle du paysage, 14 espèces ont répondu significativement au pourcentage de forêt mature ou surmature (9 positivement, 5 négativement). De ces 14 espèces, sept ont également répondu significativement au degré d'altération des peuplements, dont six tel qu'attendu (Tableau 1). Seule la Paruline à tête cendrée (*Dendroica magnolia*) était sensible à l'exploitation forestière à l'une des échelles (peuplement) et tolérante/favorisée à l'autre échelle (paysage).

Les résultats à l'échelle des peuplements reflètent nos connaissances générales sur l'écologie de chacune des espèces. Par exemple, le Moucherolle des aulnes et la Paruline à flancs marron sont des spécialistes des peuplements en régénération tandis que, dans la région d'étude, la Paruline bleue répond favorablement aux traitements sylvicoles qui ouvrent partiellement le couvert forestier (Bourque et Villard 2001). Les espèces répondant positivement à l'ouverture du paysage sont connues pour être spécialistes des milieux ouverts, des lisières de forêts ou des peuplements n'ayant pas atteint la maturité. De plus, la sensibilité de d'autres espèces à l'altération du paysage par la foresterie (ex. Mésange à tête noire, Paruline couronnée) a aussi été notée dans d'autres régions d'étude (Mitchell et al., 2001; Bayne et Hobson, 2002; Turcotte et Desrochers, 2005). Toutefois, une telle sensibilité n'avait pas été observée chez la Paruline à gorge orangée ou le Junco ardoisé (ex. : Lichstein et al., 2002; Betts et al., 2006).

Globalement, les résultats indiquent que le Viréo à tête bleue et les parulines à collier, à gorge orangée et couronnée méritent une attention particulière étant donné leur sensibilité à l'exploitation forestière aux deux échelles spatiales considérées. Par ailleurs, le Moucherolle des aulnes et la Paruline à flancs marron sont des indicateurs fiables de l'ouverture du couvert forestier et de la présence de forêt en régénération.

Dans le cas des espèces répondant positivement au pourcentage de forêt, nous avons détecté des seuils variant de 55 à 67%, ce qui veut dire que leur probabilité de présence augmentait significativement lorsqu'elles se trouvaient dans des massifs forestiers comprenant environ 150 à 200 ha de forêt mature (excluant les plantations de conifères) dans un rayon de 1 km. Quant aux seuils de réponse à l'échelle des peuplements (écarts-types le long d'un axe multivariable), leur valeur numérique ne peut être interprétée directement. Il est important de noter que la performance des modèles logistiques était plus grande à l'échelle des peuplements (aire sous la courbe ROC variant entre 0,607 et 0,754) qu'à celle du paysage (0,585 à 0,707), phénomène observé par plusieurs autres auteurs (Lichstein et al., 2002; Betts et al.,

2006). La performance des modèles à l'échelle des paysages augmente sensiblement lorsque l'on restreint l'analyse aux stations situées en-deçà du seuil d'altération de l'habitat à l'échelle du peuplement (Guénette et Villard, données non publiées).

Peuplement (r=80 m)	Paysage (r=1 km)
<b>Espèces sensibles</b>	
Moucherolle à ventre jaune	Moucherolle tchébec
Viréo à tête bleue <sup>1</sup>	Viréo à tête bleue <sup>1</sup>
Mésange à tête brune	Mésange à tête noire
Sittelle à poitrine rousse	Paruline à collier <sup>1</sup>
Grimpereau brun	Paruline à gorge noire
Troglodyte mignon	Paruline à gorge orangée <sup>1</sup>
Roitelet à couronne dorée	Paruline couronnée <sup>1</sup>
Paruline à collier <sup>1</sup>	Junco ardoisé
Paruline à tête cendrée <sup>2</sup>	Roselin pourpré
Paruline à croupion jaune	
Paruline à gorge orangée <sup>1</sup>	
Paruline à poitrine baie	
Paruline couronnée <sup>1</sup>	
<b>Espèces tolérantes ou favorisées</b>	
Pic maculé	Moucherolle des aulnes <sup>1</sup>
Pic mineur	Merle d'Amérique
Pioui de l'est	Paruline à flancs marron <sup>1</sup>
Moucherolle des aulnes <sup>1</sup>	Paruline à tête cendrée <sup>2</sup>
Viréo de Philadelphie	Paruline noir et blanc
Viréo aux yeux rouges	
Paruline à flancs marron <sup>1</sup>	
Paruline bleue	
Paruline flamboyante	
Paruline triste	
Bruant à gorge blanche	
Cardinal à poitrine rose	

<sup>1</sup>Espèce dont la réponse est constante aux deux échelles; <sup>2</sup>Espèce dont la réponse diffère selon l'échelle.

Tableau 1. Espèces dont l'occurrence est reliée significativement ( $P < 0,01$ ) au degré d'altération des forêts aux échelles du peuplement et du paysage (régressions logistiques,  $n=390$  stations d'écoute). Les espèces dites sensibles ont répondu négativement à l'altération de l'habitat, tandis que les espèces dites tolérantes ou favorisées ont répondu positivement.

## Discussion

La comparaison des réponses aux échelles du peuplement et du paysage révèle une correspondance relativement modeste dans la composition des espèces sensibles ou tolérantes à la foresterie entre les deux échelles spatiales considérées. Ceci suggère que les processus qui déterminent la répartition des espèces dans les paysages forestiers aménagés tendent à différer entre ces deux échelles. L'altération des peuplements peut réduire l'abondance ou l'accessibilité de la nourriture, de sites de nidification optimaux ou d'autres ressources-clé. Le degré d'altération du paysage est susceptible, quant à lui, d'être relié à l'occurrence des espèces via la probabilité de recolonisation d'extinctions locales (Villard et al. 1995, Cooper et Walters 2002, Radford et Bennett 2004). Chez les espèces répondant de la même façon aux deux échelles, l'altération des peuplements résulte sans doute en une diminution de la connectivité entre populations en raison de l'occurrence plus faible (ou plus élevée) de ces espèces dans le paysage. En effet, en dépit de la grande capacité de mouvement des oiseaux, des études utilisant des approches très différentes indiquent que la proportion de forêt mature ou surmature dans le paysage influence de façon significative les patrons de mouvements de plusieurs espèces (Bélisle et al., 2001; Gobeil et Villard, 2002; Robichaud et al., 2002).

La structure du paysage peut aussi être reliée à l'abondance relative des espèces par le biais de son influence sur les populations de prédateurs ou parasites de nichées (Robinson et al., 1995), ou possiblement sur les prédateurs s'attaquant aux adultes. Les interactions complexes entre la quantité de forêt mature, les populations de certains prédateurs et celles de leurs proies demeurent relativement peu connues, mais il est plausible qu'une exploitation forestière excessive ait des conséquences sur les interactions entre niveaux trophiques (Schmidt 2003), lesquelles pourraient mener à une augmentation de la prédation des nichées.

L'influence du paysage varie selon le degré de contraste entre la forêt relativement naturelle et les autres types de végétation présents dans le paysage. Ainsi, McGarigal et McComb (1995) ont étudié les patrons d'occurrence de plusieurs espèces d'oiseaux dans des fragments forestiers entourés de plantations relativement matures et n'ont trouvé que peu d'effets significatifs de la structure du paysage. Chez la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*), une espèce typiquement retrouvée dans des peuplements matures ou surmatures (Van Horn et Donovan, 1994), Gobeil et Villard (2002) ont obtenu des taux de retour plus faibles suite à la translocation de mâles territoriaux dans un paysage forestier fragmenté par l'agriculture que dans un paysage modérément fragmenté par l'exploitation forestière. Dans le cas présent, l'aire d'étude était caractérisée par une mosaïque de peuplements matures ou surmatures et de plantations d'épinettes généralement de moins de 30 ans, ce qui peut expliquer l'effet relativement grand du contexte du paysage, du moins en termes de proportion d'espèces sensibles.

Afin de bien caractériser la réponse des oiseaux à la foresterie, il est donc nécessaire de mesurer à la fois la sensibilité des espèces à l'altération des peuplements et au contexte du paysage. Idéalement, la structure du paysage devrait être quantifiée à plusieurs échelles spatiales car les processus influents, donc la réponse de différentes espèces, varient selon celle-ci (Mitchell et al., 2001). Néanmoins, les études actuelles fournissent déjà des indications quant à l'étendue des massifs forestiers qui devraient être maintenus afin d'atteindre des objectifs de conservation des oiseaux forestiers. De plus, Guénette et Villard (2005) indiquent les niveaux de traitements sylvicoles tolérés par différentes espèces, et qui pourraient donc être appliqués à l'intérieur de tels massifs forestiers. Les oiseaux se prêtent très bien à un aménagement de type adaptatif puisqu'ils peuvent être dénombrés sur de grands territoires. Toutefois, il faudrait aussi s'assurer qu'ils représentent un « parapluie » efficace pour d'autres taxons (voir Roberge et Angelstam, 2004), ce qui reste à démontrer.

### Remerciements

Ces travaux ont bénéficié de subventions du Réseau de centres d'excellence sur la gestion durable des forêts, du CRSNG et du Fonds de fiducie de la faune du Nouveau-Brunswick à MAV. JSG était détenteur d'une bourse d'études supérieures à incidence industrielle CRSNG-J.D. Irving, Ltd. Nous remercions sincèrement nos aides de terrain, ainsi que Gaetan Pelletier, Charles Neveu et Carole LeBlanc de JDI. Enfin, deux réviseurs nous ont transmis des commentaires très appréciés sur le manuscrit.

### Bibliographie

Andrén, H., 1992, Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective, *Ecology* 73: 794-804.

Bayne, E.M. et K.A. Hobson, 2002, Apparent survival of male ovenbirds in fragmented and forested boreal landscapes, *Ecology* 83, 1307-1316.

Bélisle, M., A. Desrochers et M.-J. Fortin, 2001, Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment, *Ecology* 82, 1893-1904.

Betts, M.G., A.W. Diamond, G. Forbes, M.-A. Villard et J.S. Gunn, 2006, The importance of spatial autocorrelation, extent and resolution in predicting forest bird occurrence, *Ecological Modelling* 191: 191-224.

Blondel, J., C. Ferry et B. Frochot, 1981, Point counts with unlimited distance. Pages 414-420 in Ralph, C.J. et J.M. Scott (éditeurs). Estimating numbers of terrestrial birds, *Studies in Avian Biology* No.6.

Bourque, J. et M.-A. Villard, 2001, Effects of selection cutting and landscape-scale harvesting on the reproductive success of two Neotropical migrant bird species, *Conservation Biology* 15, 184-195.

Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund et R. Schlaepfer, 2004, Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest, *Biological Conservation* 119, 305-318.

Cooper, C. et J.R. Walters, 2000, Experimental evidence of disrupted dispersal causing decline of an Australian passerine in fragmented habitat, *Conservation Biology* 16, 471-478.

Gobeil, J.-F. et M.-A. Villard, 2002, Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations, *Oikos* 98, 447-458.

Guénette, J.-S. et M.-A. Villard, 2004, Do empirical thresholds truly reflect species tolerance to habitat alteration? *Ecological Bulletins* 51, 163-171.

Guénette, J.-S. et M.-A. Villard, 2005, Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation, *Conservation Biology* 19, 1168-1180.

Gunn, J. S., A. Desrochers, M.-A. Villard, J. Bourque et J. Ibarzabal, 2000, Playbacks of mobbing calls of Black-capped Chickadees as a method to estimate reproductive activity of forest birds, *Journal of Field Ornithology* 71, 472-483.

Hagan, J.M. et A.L. Meehan, 2002, The effectiveness of stand-level and landscape-level variables for explaining bird occurrence in an industrial forest, *Forest Science* 48, 231-242.

Huggett, A.J., 2005, The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation, *Biological Conservation* 124, 301-310.

Lichstein, J.W., T.R. Simons et K.E. Franzreb, 2002, Landscape effects on breeding songbird abundance in managed forests, *Ecological Applications* 12, 836-857.

MacLean, D., B. Hemens, J. Higdon, D. Etheridge, R. G. Wagner, K. B. Porter, J. M. Hagan et J. M. Reed, 2002, Using analyses of natural and human-caused forest disturbance on the J.D. Irving Ltd. Black Brook District to inform forest and biodiversity management. In: *Advances in forest management: From knowledge to practice*. T. S. Veeman et al., éditeurs. Sustainable Forest Management Network, Edmonton.

Manel, S., H.C. Williams et S.J. Ormerod, 2001, Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence, *Journal of Applied Ecology*, 38, 921-931.

McGarigal, K.J. et W.C. McComb, 1995, Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range, *Ecological Monographs* 65, 235-260.

Mitchell, M., R. Lancia et J. Gerwin, 2001, Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: effects of scale, *Ecological Applications*, 11, 1692-1708.

Radford, J. Q. et A. F. Bennett, 2004, Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia, *Biological Conservation* 117, 375-391.

Roberge, J.-M. et P. Angelstam, 2004, Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool, *Conservation Biology* 18, 76-85.

Robichaud, I., M.-A. Villard et C.S. Machtans, 2002, Effects of forest regeneration on songbird movements in a managed forest landscape, *Landscape Ecology* 17, 247-262.

Robinson, S.K., F.R. Thompson, T.M. Donovan, D.R. Whitehead et J. Faaborg, 1995, Regional forest fragmentation and the regional nesting success of migratory birds, *Science* 267, 1987-1990.

Schmidt, K.A., 2003, Nest predation and population declines in Illinois songbirds: a case for mesopredator effects, *Conservation Biology* 17, 1141-1150.

Seagle, S.W. et B.R. Sturtevant, 2005, Forest productivity predicts invertebrate biomass and ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) reproduction in Appalachian landscapes, *Ecology* 86, 1531-1539.

Suorsa, P., E. Huhta, A. Jääntti, A. Nikula, H. Helle, M. Kuitunen, V. Koivunen et H. Hakkarainen, 2005, Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*), *Biological Conservation* 121, 443-452.

Toms, J.D. et M.L. Lesperance, 2003, Piecewise regression: a tool for identifying ecological thresholds, *Ecology* 84, 2034-2041.

Turcotte, Y. et A. Desrochers, 2005, Landscape-dependent distribution of northern forest birds in winter, *Ecography* 28, 129-140.

Van Horn, M. et T.M. Donovan, 1994, Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). In: *The birds of North America* No. 128. Poole, A. et F.B. Gill (éditeurs), The American Ornithologists' Union, Washington et The Academy of Natural Sciences, Philadelphia.

Villard, M.-A., G. Merriam et B.A. Maurer, 1995, Dynamics in subdivided populations of Neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest, *Ecology* 76, 27-40.

Zweig, M.H. et G. Campbell, 1993, Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine, *Clinical Chemistry* 39, 561-577.

# APPROCHES DE GESTION DURABLE ET DÉMOCRATIQUE DES FORÊTS DANS LE MONDE

Par Priscilla Gareau, Doctorante en sciences de l'environnement, Institut des sciences de l'environnement Université du Québec à Montréal, Présidente, Ambioterra, C.P. St-André, B.P. 32 073, Montréal (Québec) H2L 4Y5, Courriel : [priscilla.gareau@internet.uqam.ca](mailto:priscilla.gareau@internet.uqam.ca)

---

**Résumé :** La déforestation, la dégradation des écosystèmes forestiers et les moyens privilégiés pour y remédier, classés sous le terme générique de gestion durable des forêts, sont devenus des sujets importants dans l'agenda politique international depuis les vingt dernières années. Malgré les piétinements au niveau politique, diverses approches de gestion durable et démocratique des forêts ont été expérimentées à travers le monde. Cet article recense les événements politiques majeurs menant aux pourparlers internationaux actuels sur la gestion durable des forêts et analyse sous une perspective interdisciplinaire les principales approches alternatives expérimentées à travers le monde. Ces approches ont été regroupées en trois catégories: écosystémique, intégrée et communautaire.

**Mots-clés :** forêts, international, gestion forestière durable, agroforesterie, foresterie communautaire, conservation intégrée, gestion intégrée, gestion écosystémique.

**Abstract :** The deforestation, the degradation of forestry ecosystems and the privileged ways to settle the situation, classified under the generic term sustainable management of forests have become important topics on the international political agenda since the last twenty years. Despite stagnations at the political level, various sustainable and democratic management approaches of forests were experimented through out the world. This article takes an inventory of political events leading to actual international talks over the long-term management of forest and analyses, under an interdisciplinary perspective, the main alternative approaches experimented across the world. These approaches were brought together in three categories: ecosystemic, integrated and community.

**Keywords:** forests, international, sustainable forestry management, agro-forestry, forestry social, community forest management, integrated conservation, integrated management, ecosystemic management.

---

## Introduction

La déforestation, la dégradation des écosystèmes forestiers et les moyens privilégiés pour y remédier, classés sous le terme générique de gestion durable des forêts, sont devenus un sujet important dans l'agenda politique international depuis les vingt dernières années (Gareau, 2004; Maini, 1994). Malgré les piétinements au niveau politique, diverses approches de gestion durable et démocratique des forêts ont été expérimentées à travers le monde. Bien que marginales et émergentes, ces approches alternatives recèlent des leçons dont il est nécessaire de tirer profit. Cependant, rares sont les écrits qui recensent, décrivent et comparent ces approches entre elles. Un tel exercice permettrait d'élargir la vision des acteurs intéressés par la gestion durable et démocratique des forêts, trop souvent figée par un cadre disciplinaire et culturel, et d'initier une réflexion interdisciplinaire sur ce thème.

Cet article recense donc les événements politiques majeurs menant aux pourparlers internationaux actuels sur la gestion durable des forêts et analyse sous une perspective interdisciplinaire les principales approches alternatives expérimentées à travers le monde. Suite à un travail de recension et d'analyse de la revue de la littérature, ces approches ont été regroupées en trois catégories: écosystémique, intégrée et

communautaire. Les dimensions prônées par le concept de développement durable traversent chacun de ces trois courants mais de façon plus ou moins marquée : sociopolitique, économique et écologique. Le niveau d'importance accordé à chacune de ces dimensions, leur genèse et leur univers conceptuel permettent de les différencier.

## Politiques internationales et gestion durable des forêts

La fin des années soixante correspond aux premiers balbutiements de la prise de conscience des problèmes de déforestation et d'iniquité sociale entre les acteurs bénéficiant des ressources forestières à l'échelle internationale (Blais, 1997; Lanly, 1994). Époque concordant également à l'émergence des premières critiques du modèle de société basé sur le concept traditionnel de développement, essentiellement axé sur l'économie, et du concept d'écodéveloppement, ancêtre du développement durable, à travers la Conférence des Nations Unies sur l'environnement humain en 1972 (Gareau, 2004).

Il faut cependant attendre 1987 pour que ce dernier se popularise grâce à la diffusion du rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED) (Allemand, 1999; Mundler, 1997). A ce propos, soulignons également l'importance des ouvrages de Sachs (1980) et de Brown (1981),

deux initiateurs du concept de développement durable. On commence alors à parler d'un développement, intégrant les dimensions économiques, sociopolitiques et écologiques, capable de répondre aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs (CMED, 1988; Gendron et Revéret, 2001). Cette popularisation du concept de développement durable s'étend à divers champs d'activités, dont la gestion des forêts.

Bien que les événements politiques précédents soient importants, le point de départ des discussions internationales sur la gestion durable des forêts fut le Sommet de la Terre à Rio en 1992 (Blais, 1997; Humphreys, 1996; Kiekkens et Byron, 1997). De ces rencontres, divers outils juridiques et institutionnels voient le jour pour tenter de réduire la déforestation : l'Accord international sur les bois tropicaux, Action 21 – Déclaration de principes relatifs aux forêts, la Convention sur la désertification, la Convention sur la diversité biologique, le Groupe Intergouvernemental et le Forum des Nations Unies sur les forêts (Alyanak, 1994; Hadley, 1994; Institut international du développement durable, 2000; Kiekkens et Byron, 1997; Maini, 1994; Nations Unies, 1993; Pulzl et Rametsteiner, 2002). Outils nécessaires, mais dont l'efficacité dépend de l'atteinte d'un consensus international qui se fait toujours attendre. Finalement, mentionnons la tenue du deuxième Sommet de la Terre à Johannesburg en 2002.

Malgré les piétinements au niveau politique, certaines approches de gestion durable et démocratique des forêts ont été expérimentées à travers le monde. Bien que marginales et émergentes, ces approches alternatives sont le sujet de cet article. Elles ont été regroupées en trois catégories: écosystémique, intégrée et communautaire. Les dimensions prônées par le concept de développement durable traversent chacun de ces trois courants mais de façon plus ou moins marquée : sociopolitique, économique et écologique. Le niveau d'importance accordé à chacune de ces dimensions, leur genèse et leur univers conceptuel permettent de les différencier. Soulignons qu'en cherchant à simplifier la complexité de ces approches pour les inscrire dans des catégories, certains thèmes se chevauchent, la délimitation entre ceux-ci étant souvent floue et on perd souvent en nuances.

### **L'approche écosystémique**

Née dans les années trente aux États-Unis, l'approche écosystémique visait à assurer une protection adéquate de la biodiversité, en réaction aux lacunes de la gestion traditionnelle, dont les interventions n'intégraient pas les caractéristiques des systèmes naturels (Freemuth et McGreggor Cawley, 1998; Kennedy et Quigley, 1998; Knight, 1998; Szaro et al., 1998). Alex S. Watt serait le premier auteur ayant écrit sur l'approche écosystémique appliquée à la foresterie (Watt, 1947). Les biologistes décriaient notamment l'incapacité de ce mode de gestion à tenir compte des échelles spatiales et temporelles des

systèmes naturels ainsi que leurs limites à se régénérer. Le concept d'écosystème est ainsi apparu.

Dans cette conception, l'environnement est perçu comme plusieurs sous-systèmes en interaction les uns avec les autres (CRDI, 2001). De celle-ci résulte la gestion écosystémique dont les fondements peuvent se résumer à la prise en compte de la résilience des écosystèmes, de la capacité de leur régénération et des interactions entre leurs constituantes (Environnement Canada, 1996; Grumbine, 1994; Knight, 1998; Lackey, 1998; Slocombe, 1998). D'autres pays occidentaux ont également suivi le pas en expérimentant l'approche écosystémique. Citons, par exemple, le Canada, la Finlande et la Suède (Binkley, 1999; Pedynowski, 2003; Slocombe, 1998; Tomalty et al., 1994).

On remarque une évolution de l'approche écosystémique à travers le temps. Elle passe d'un concept basé essentiellement sur un savoir écologique à un concept intégrant également les dimensions sociopolitiques. Cependant, cette transition ne se fait pas si clairement. Il est ainsi possible de distinguer deux visions distinctes dans la revue de la littérature: celle des sciences naturelles et celle des sciences humaines.

Dans la première, celle des écologistes, l'approche écosystémique vise avant tout à gérer les composantes de l'environnement comme des écosystèmes afin de maintenir leur intégrité et leur capacité de régénération (Coates et al., 2003; Emmingham, 2002; Leskinen et al., 2003; Macdonald et al., 2004; Russell-Smith et al., 2003; Timoney, 2003). L'important est d'avoir une connaissance approfondie des écosystèmes forestiers en vue d'établir des pratiques inspirées de la nature. C.S. Holling est un des pionniers ayant écrit sur l'importance d'utiliser de telles pratiques forestières et sur le concept de résilience (Holling, 1978, 1986). L'utilisation des sciences et des technologies revêt une grande importance.

Dans la deuxième vision, celle où gestionnaires, sociologues, politologues et géographes prédominent, l'approche écosystémique est un moyen de gérer l'intégrité des écosystèmes tout en tenant compte des facteurs sociopolitiques et économiques (Environnement Canada, 1996; Grumbine, 1994; Lackey, 1998; Pedynowski, 2003; Sexton, 1998; Slocombe, 1998; Szaro et al., 1998; Yung et al., 2003). Par facteurs sociopolitiques et économiques, on entend par exemple : une planification de la gestion forestière qui intègre un suivi à long terme, des critères et des indicateurs pour évaluer les résultats et une flexibilité capable de rallier les différentes parties prenantes (stakeholder) (Environnement Canada, 1996; Forget et Lebel, 2001; Grumbine, 1994; Tomalty et al., 1994; Lackey, 1998; Sexton, 1998; Slocombe, 1998; Szaro et al., 1998). Soulignons que l'intérêt des sciences humaines pour ce sujet est relativement jeune et que la conception des écologistes prédomine en matière de gestion forestière, du moins au Canada.



Malgré une volonté d'intégrer les dimensions sociales, politiques et économiques à cette approche, la dimension sociale demeurerait un point faible. Divers auteurs étudiant des expériences basées sur l'approche écosystémique soulèvent les lacunes suivantes: le manque de transparence, la faiblesse des mécanismes de participation publique et de concertation afin de permettre un accès équitable à tous les acteurs sociaux au processus décisionnel (Freemuth et McGregor Cawley, 1998 ; Gareau, 2000 ; Higgins, 1999; Smith et al., 1999).

### **L'approche intégrée**

L'approche intégrée émerge dans les années quatre-vingt-dix, dans certains pays occidentaux, pour pallier aux lacunes de la gestion sectorielle à assurer une planification équitable entre les usages socioéconomiques, dérivant de l'exploitation des ressources naturelles, et les acteurs sociaux sous-jacents (Bertrand et Martel, 2002; Binkley, 1999; Gareau, 2000; Lämås et Eriksson, 2003; LaPierre, 2002; Margerum, 1999; Martel, 2000). Plusieurs acteurs dénonçaient notamment le privilège accordé par le gouvernement à un usage, l'exploitation forestière, au détriment des autres, activités récréotouristiques, conservation de la biodiversité, chasse et pêche, récolte des ressources non ligneuses, etc. (Arnoud, 1999; Blais, 1997; Québec, 1991; Regroupement pour un Québec Vert, 1988).

L'approche intégrée vise donc, à travers une approche holistique, à tenir compte de l'ensemble du territoire faisant l'objet de la planification ainsi que des différents usages et acteurs qui y sont liés (Margerum, 1999). Elle est avant tout axée sur l'aménagement multiressources des forêts, via la science et les technologies, et sur la participation des « parties prenantes » (stakeholder) dans le processus décisionnel (Bertrand et Martel, 2002; Lämås et Eriksson, 2003; LaPierre, 2002; Margerum, 1999). Soulignons que la dimension technoscientifique prend une place prédominante tout comme dans la gestion écosystémique. Plusieurs auteurs confondent même « gestion des écosystèmes », « gestion par bassin versant » et gestion intégrée (Lapierre, 2002; Margerum, 1999). Finalement, en analysant la revue de la littérature, on constate que l'approche intégrée est peu développée dans le domaine de la gestion des forêts, comparativement à son application dans le domaine de la gestion de l'eau (Ballweber, 1999; Cobourn, 1999; Courchesne, 1998; Gariépy et Rousseau, 2000; Griffin, 1999; Kenney, 1999).

### **L'approche communautaire**

L'approche communautaire met l'emphase sur les solutions socioculturelles et politiques pour résoudre les causes fondamentales sous-jacentes à la déforestation (Gareau, 2004). La foresterie communautaire, appelée également foresterie participative, sociale ou cogestion vise à assurer la durabilité des forêts, en engageant les communautés locales, qui dépendent de ces ressources, dans le processus décisionnel afin qu'elles conservent un contrôle sur les usages et les bénéfices qui

découlent de leur exploitation (Blais, 1999; Booth, 1998; Borrini-Feyerabend et al., 2000; Buchy et Hoverman, 2000; Chouinard et Perron, 2002; Hubbard, 2002; Story et Lickers, 1997; Varughese et Ostrom, 2001).

La foresterie communautaire semble tirer ses origines des pays tropicaux (Besseau et al., 2002). En effet, alors que dans les pays industrialisés, la gestion des ressources naturelles est sous la responsabilité d'acteurs extérieurs aux communautés locales, l'État et les industries privées, depuis environ deux siècles, elle était encore, jusqu'à tout récemment, dans certaines régions tropicales, sous la responsabilité des communautés locales (Bray et al., 2003; Blais, 1997; Varughese et Ostrom, 2001).

Au fil des siècles, on retrouve des exemples de gestion collective au niveau local qui semblaient respecter la capacité de régénération des forêts, particulièrement dans les pays asiatiques (Berkes et Feeny, 1990; Ostrom, 1990; Varughese et Ostrom, 2001). En fait, bien que l'approche participative et la gestion durable des forêts semblent des thèmes relativement récents sur la scène internationale, une relecture de l'histoire montre que ces concepts existaient bien avant (Barsh, 2000; Booth, 1998; Leiss, 1972; Higgins, 1999; McGregor, 2002; Sherry et Johnson, 1999).

Depuis le Sommet de Rio en 1992 et la popularisation du concept de développement durable, ces modèles de foresterie communautaire ont été expérimentés par d'autres pays. Plusieurs initiatives ont ainsi vu le jour en Inde, en Afrique, au Cambodge et même au Canada (Antona et Babin, 2001; Besseau et al., 2002; Chouinard et Perron, 2002; Hubbard, 2002; Kalyan et Carson, 2000; McGregor, 2002). Le Canada semble d'ailleurs être un des seuls pays occidentaux à expérimenter la foresterie communautaire, notamment, à travers son programme de forêts modèles (Besseau et al., 2002; Chouinard et Perron, 2002; LaPierre, 2002; McGregor, 2002; Story et Lickers, 1997).

En général, les adeptes de la foresterie communautaire présument qu'en laissant la gestion des forêts aux communautés locales, émergeront des construits sociaux et environnementaux respectant l'équilibre naturel, tout en étant équitable et rentable, puisqu'ils estiment que les problèmes environnementaux et les iniquités sociales résultent largement de politiques macro-économiques nationales et internationales (Berkes et Feeny, 1990; Booth, 1998; Song et al, 2004; Varughese et Ostrom, 2001).

Les fondements de cette approche alternative sont l'action collective et la participation des communautés locales dans le processus décisionnel, afin d'augmenter leur capacité à influencer le système sociopolitique dans lequel elles vivent (empowerment) (Antona et Babin, 2001; Besseau et al., 2002; Borrini-Feyerabend et al., 2000; Chouinard et Perron, 2002; Varughese et Ostrom, 2001). Ceci sous-entend l'intégration des savoirs locaux et un partage des bénéfices équitables entre les utilisateurs des ressources forestières. La foresterie

communautaire trouve beaucoup d'adeptes dans les communautés dépendantes des forêts, particulièrement chez les communautés autochtones qui ont été souvent exclues du jeu de pouvoir (Booth, 1998; Buchy et Hoverman, 2000; Higgins, 1999; Karjala et Dewhurst, 2003; McGregor, 2002; Sherry et Johnson, 1999; Smyth, 1998).

Deux types de gestion durable des forêts peuvent être considérés comme des sous-embranchements de la foresterie communautaire : l'agroforesterie et la conservation intégrée. En effet, l'action collective et la participation des communautés locales y revêtent une importance cruciale et elles ont été expérimentées presque exclusivement dans les pays tropicaux. Cependant, elles se distinguent à certains niveaux.

En effet, l'agroforesterie compte sur la mise en commun de techniques agraires et forestières durables, particulièrement celles développées par les communautés locales, comme moyen pour, en premier lieu, subvenir aux besoins fondamentaux de celles-ci, et non pour rencontrer les demandes des marchés internationaux, souvent orientées vers l'exportation (Anderson et Orsin, 1997; Chepstow-Lusty et Winfield, 2000; Geist et Lambin, 2002). Les sympathisants de l'agroforesterie font donc le pari que la mise en œuvre de cette approche favorisera un partage plus juste des ressources entre les acteurs tout en conservant les ressources forestières dans les zones où la principale cause de déforestation est l'agriculture non durable.

Les partisans de la conservation intégrée, quant à eux, prônent la création de réserves, dont le territoire est divisé en zones de conservation totale et d'utilisation polyvalente restreinte des ressources (Wells et Brandon, 1993; Giroux et Soumis, 2000; Gould et al., 1998; Hadley, 1994; Hall et al., 2003). La conservation intégrée tire ses origines du constat qu'en excluant les communautés locales, particulièrement celles dépendantes des ressources forestières, l'objectif de conservation des aires protégées ne pouvait être atteint (Allegretti, 1990; Borrini-Feyerabend et al., 2000; Pimbert et Pretty, 1995). Ces réserves en intégrant dans le processus décisionnel les communautés locales et un partage équitable des bénéfices veulent améliorer les conditions de vie de celles-ci tout en atteignant leur objectif de conservation (Bray et al., 2003; Uniyal et Zacharias, 2001; Wells et Brandon, 1993). Les Réserves de la biosphère mises de l'avant par l'UNESCO à travers le monde et les réserves extratropicales au Brésil en sont les modèles les plus populaires (Allegretti, 1990; Batisse, 2001; Becker, 1999; Castro et al., 2001; Gould et al., 1998; Hall et al., 2003; Jardel et al., 1996; Ola-Adams, 2001).

### Discussion et conclusion

Les trois approches de gestion durable et démocratique des forêts: la foresterie communautaire, la gestion intégrée et la gestion écosystémique, reprennent à leur manière les principes fondamentaux du développement durable évoqués notamment

dans les pourparlers internationaux. Il existe des similitudes et des différences entre les trois approches alternatives recensées. Il ressort notamment que les approches alternatives développées dans les pays tropicaux sont axées davantage sur le potentiel des individus et des sociétés, alors que dans les pays occidentaux, elles sont principalement centrées sur le potentiel technoscientifique. On distingue également des disciplines prédominantes dans chaque alternative disposant de bagages méthodologiques différents et par le fait même proposant une gamme de solutions qui éclairent sous de multiples angles la problématique de la déforestation.

L'approche communautaire, expérimentée majoritairement dans les pays tropicaux, met l'emphase sur les solutions socioculturelles et politiques pour résoudre les causes fondamentales sous-jacentes à la déforestation. L'accent est mis sur le pouvoir de l'action collective et la capacité des communautés locales à influencer les systèmes sociaux et politiques dans lesquels ils vivent. En général, les adeptes de la foresterie communautaire présument qu'en laissant la gestion des forêts aux communautés locales, émergeront des construits sociaux et environnementaux qui respecteront l'équilibre naturel, tout en étant équitable et rentable, puisqu'ils estiment que les problèmes environnementaux et les iniquités sociales résultent largement de politiques macro-économiques nationales et internationales imposées aux communautés locales (Berkes et Feeny, 1990; Booth, 1998; Chouinard et Perron, 2002; Song et al., 2004; Varughese et Ostrom, 2001). On peut critiquer la sous-valorisation du potentiel technoscientifique.

Les approches alternatives, expérimentées majoritairement dans les pays occidentaux, à savoir les approches intégrée et écosystémique, misent essentiellement sur les solutions technoscientifiques pour résoudre les causes de la déforestation et de la dégradation des écosystèmes forestiers. Bien que certains auteurs soulignent l'importance d'incorporer les «parties prenantes» (stakeholder) dans le processus décisionnel, via la concertation et la participation publique, on constate certaines lacunes afin d'intégrer les populations locales dans le processus décisionnel, particulièrement celles qui sont marginalisées.

L'approche intégrée et l'approche écosystémique des forêts présentent également des distinctions. Le thème central de l'approche intégrée est une planification des forêts capable de tenir compte de l'ensemble des usages et des acteurs sous-jacents. En somme, l'idée maîtresse est l'utilisation multiressources des forêts (Bertrand et Martel, 2002; Binkley, 1999; Lämås et Eriksson, 2003; Luxmoore et al., 2002).

En ce qui concerne l'approche écosystémique, ses adeptes mettent l'emphase sur un aménagement des forêts qui imite les caractéristiques et perturbations naturelles, bien que les auteurs, dont l'univers conceptuel provient des sciences humaines, énoncent également l'importance d'intégrer les facteurs sociopolitiques, notamment les acteurs dans le processus

décisionnel, et les facteurs économiques (Coates et al., 2003; Emmingham, 2002; Grumbine, 1994; Lackey, 1998; Leskinen et al., 2003; Macdonald et al., 2004; Russell-Smith et al., 2003; Slocombe, 1998; Timoney, 2003). Ces deux conceptions de l'approche écosystémique reflètent une évolution de l'approche écosystémique à travers le temps. Elle passe d'un concept basé essentiellement sur un savoir écologique à un concept intégrant les dimensions sociales, politiques et économiques. Malgré ce changement en cours, la dimension sociale demeurerait un point faible (Purdon, 2003; Smith et al., 1999; Pedynowski, 2003; Freemuth et Cawley, 1998).

Quoi qu'il soit nécessaire d'approfondir l'analyse des forces et des faiblesses de chacune de ces approches afin d'en tirer des leçons pour l'avenir, on peut d'ores et déjà souligner certaines caractéristiques. Premièrement que la force de l'approche communautaire expérimentée majoritairement dans les pays tropicaux tient dans la prise en compte des dimensions sociales et politiques, alors que celle des approches intégrée et écosystémique, expérimentées principalement dans les pays occidentaux, tient dans leur valorisation du potentiel technoscientifique.

L'idéal pour la gestion durable et démocratique des forêts serait l'union des forces de ces approches alternatives. A cet égard, la direction *Écosystèmes et santé humaine* du Centre de recherches pour le développement international (CRDI), organe du gouvernement du Canada, est un modèle exemplaire. En effet, en incorporant les principes de l'approche participative dans l'approche écosystémique, le CRDI a innové en réunissant les éléments clés de ces deux approches (CIFOR, 1996; CRDI, 2003; Forget et Lebel, 2001).

Finalement, bien que certaines initiatives de gestion durable et démocratique ont vu le jour à travers le monde au cours des vingt dernières années afin de réduire la déforestation et la dégradation des écosystèmes forestiers, celles-ci demeurent très marginales comparativement au mode de gestion forestière prédominant axé essentiellement sur les bénéfices à court terme et la maximisation des profits économiques. Il n'existe pas de recension exacte sur la superficie des forêts à l'échelle mondiale gérées d'une façon alternative et durable, mais certaines informations peuvent servir d'indicateurs. Par exemple, la superficie des forêts certifiées à l'échelle mondiale, fin 2000, a été estimée à environ 80 millions d'hectares, soit près de 2 pour cent de la superficie forestière totale (FAO, 2001). Ce pourcentage correspond sensiblement aux maigres données existantes sur le sujet au Québec et en Colombie-Britannique (Parent et Fortin, 2003; Purdon, 2003).

Les forêts sont donc loin d'être protégées. Selon les plus récentes estimations de la FAO, par ailleurs conservatrices, le taux de déforestation dans le monde continue d'augmenter à un rythme élevé, en particulier dans les zones tropicales (FAO, 2001, 2003). A cette cadence, les forêts et leurs ressources risquent de continuer à se dégrader jusqu'à la rupture des

« stocks », situation qui s'est déjà produite dans l'histoire de plusieurs sociétés occidentales et qui commence à poindre déjà dans plusieurs zones (FAO, 2000; Romaguer, 2001; Timoney, 2003).

**Biographie :** Priscilla Gareau détient un baccalauréat en biologie et une maîtrise en sciences de l'environnement de l'Université du Québec à Montréal (UQAM). Actuellement, elle étudie l'influence de l'écocitoyenneté sur les politiques publiques liées à la protection de l'environnement et de la santé humaine au sein du programme de doctorat en sciences de l'environnement de la même université. Ses intérêts de recherche portent sur les approches alternatives de protection et de gestion de l'environnement, l'empowerment et les politiques publiques.

### Bibliographie

- Allegretti, M.H. 1990. « Extractive Reserves : An Alternative for Reconciling Development and Environmental Conservation in Amazonia ». In *Alternatives to Deforestation. Steps toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*, sous la dir. de A.B. Anderson, p. 252-264. New-York : Columbia University Press.
- Allemand, S. 1999. « Développement durable et sciences sociales ». *Sciences humaines* (Auxerre), no 92, p. 12-15.
- Alyanak, L. 1994. « Forests, Biodiversity and the Law ». *Écodécision*, vol. 13 (juillet), p. 61-63.
- Anderson, T., et G. Ortsin. 1997. *Management and control of the forestry sector of Ghana: a study of illegal logging in Ghana (cut and run-chase for quick profits)*. Accra: Friends of the Earth, 138 p.
- Antona, M., et D. Babin. 2001. « Multiple interest accommodation in African forest management projects : between pragmatism and theoretical coherence ». *Int. J. Agricultural Resources, Governance and Ecology*, vol. 1, no 3-4, p. 286-304.
- Arnould, P. 1999. « L'écocertification ou la guerre des labels : vers une nouvelle géopolitique forestière? ». *Annales de géographie*, no 609-610 (sept.-déc.), p. 567-582.
- Ballweber, J.A. 1999. « A critique of watershed management efforts in the lower Mississippi alluvial plain ». *Journal of the American Resources Association*, vol. 35, no 3 (juin), p. 643-654.
- Barsh, R. L. 2000. « Taking Indigenous Science Seriously ». In *Biodiversity in Canada : Ecology, Ideas and Action*, Sous la dir. de Stephen Boocking, p. 153-171. Peterborough : Broadview Press.
- Batisse, M. 2001. « World Heritage and Biosphere Reserves: complementary instruments ». *Parks*, vol. 11, no 1, p. 38-42.
- Becker, D. C. 1999. « Protecting a Garúa Forest in Ecuador: The Role of Institutions and Ecosystem Valuation ». *Ambio*, vol. 28, no 2, p. 156-161.
- Bertrand, L., et J.-M. Martel. 2002. « Une démarche participative multicritère en gestion intégrée des forêts ». *INFOR*, vol. 40, no 3 (août), p. 223-239.
- Besseau, P., K. Dansou et F. Johnson. 2002. « The International Model Forest Network (IMFN): Elements of success ». *Forestry Chronicle*, vol. 78, no 5 (sept.-oct.), p. 648-654.
- Berkes, F., et D. Feeny. 1990. « Paradigms Lost. Changing Views on the Use of Common Property Resources ». *Alternatives*, Vol. 17, no 2, p. 48-55.
- Binkley, C. S. 1999. « Ecosystem management and plantation forestry : new directions in British Columbia ». *New Forests*, vol. 18, no 1, p. 75-88.
- Blais, R. 1999. « Développement durable et approche sociale en foresterie : retour sur le discours d'Esdras Minville ». *Recherches sociographiques*, vol. 40, no 2, p. 225-241.
- Blais, R. 1997. « La foresterie au Canada : une efficacité qui passe d'abord par le langage ». *Annales de géographie*, no 598, p. 612-630.
- Booth, A. L. 1998. « Putting "forestry" and "community" into First Nations' resource management ». *Forestry Chronicle*, vol. 74, no 3, p. 347-351.
- Borrini-Feyerabend, G., M.Taghi Farvar, J.-C. Nguingui et V. A. Ndagang. 2000. *La gestion participative des ressources naturelles : organisation,*

- négociation et apprentissage par l'action*. Heidelberg (Allemagne): Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) et Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), 95 p.
- Bray, D.B., L. Merino-Pérez, P. Negreros-Castillo, G. Segura-Warholtz, J. M. Torres-Rojo et H.F.M. Vester. 2003. « Mexico's Community-Managed Forests as a Global Model for Sustainable Landscapes ». *Conservation Biology*, vol. 17, no 3, p. 672-677.
- Brown, Lester R. 1981. *Building a Sustainable Society*. New York et Londres: Worldwatch Institute, 433 p.
- Buchy, M. et S. Hoverman. 2000. « Understanding public participation in forest planning: a review ». *Forest Policy and Economics*, vol. 1, p. 15-25.
- Castro, G., L. Alfaro et P. Werbrouck. 2001. « A partnership between government and indigenous people for managing protected areas in Peru ». *Parks*, vol. 11, no 2, 6-13.
- Center for International Forestry Research (CIFOR). 1996. *Assessing the sustainability of community - managed forests : a proposal to the International Development Research Centre (IDRC)*. Bogor: Center for International Forestry Research, 16 p.
- Centre de recherches pour le développement international (CRDI). 2001. *The ecosystem*. Ecosystem Approaches to Human Health Awardee Training Workshop, august 27-31, 15 p.
- Centre de recherches pour le développement international (CRDI). 2003. *De la forêt aux champs en Côte d'Ivoire. Améliorer la gestion des ressources, améliorer la santé. Étude de cas*. Ottawa : CRDI, 4 p.
- Chepstow-Lusty, A., et M. Winfield. 2000. « Inca agroforestry: lessons from the past ». *Ambio*, vol. 29, no 6 (septembre), p. 322-328.
- Chouinard, O., et J. Perron. 2002. « Learning about community capacity in the Fundy Model Forest ». *Forestry Chronicle*, vol. 78, no 5 (sept.-oct.), p. 637-642.
- Coates, K. D., C.D. Canham, M. Beaudet, D. L. Sachs et C. Messier. 2003. « Use of a spatially explicit individual-tree model (SORTIE/BC) to explore the implications of patchiness in structurally complex forests ». *Forest Ecology and Management*, vol. 186, no 1-3, p. 297-310.
- Cobourn, J. 1999. « Integrated Watershed Management on the Truckee River in Nevada ». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 35, no 3 (juin), p. 623-633.
- Commission mondiale sur l'environnement et le développement (CMED). 1988. *Notre Avenir à tous*. Montréal et Québec: Éditions du Fleuve et Les Publications du Québec, 454 p.
- Courchesne, G. 1998. « La gestion des bassins versants: les expériences québécoises ou les oublis de l'histoire ». *Vecteur Environnement*, vol. 31, no 1 (février), p. 28-33.
- Emmingham, W.H. 2002. « Development of ecosystem management in the Pacific Northwest ». *Plant Biosystems*, vol. 136, no 2, p. 167-175.
- Environnement Canada, Groupe de travail sur l'approche écosystémique et la science des écosystèmes. 1996. *L'approche écosystémique : au-delà de la rhétorique*. Ottawa : Approvisionnement et Services Canada, 23 p.
- FAO. 2000. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2000*. Rapport principal. Rome : FAO.
- FAO. 2001. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2000*. Rapport principal. Étude FAO: Forêts no 140. Rome: FAO.
- FAO. 2003. *Situation des forêts du monde 2003*. Rome : FAO.
- Forget, G. et J. Lebel. 2001. « An ecosystem Approach to Human Health ». *International Journal of Occupational and Environmental Health*, vol. 7, no 2 (avril-juin, supplement 1), p. S3-S36.
- Freemuth, J., et R. Mcgreggor Cawley. 1998. « Science, expertise and the public: the politics of ecosystem management in the Greater Yellowstone ecosystem ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, p. 211-219.
- Gareau, P. 2004. « La gestion durable des forêts dans le monde : perspective sociopolitique et approches alternatives ». Synthèse environnementale, doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 61 p.
- Gareau, P. 2000. « Analyse organisationnelle d'une expérience de gestion intégrée de l'eau et de participation publique : le programme Zones d'intervention prioritaire (ZIP) ». Mémoire de maîtrise, Montréal, Université du Québec à Montréal, 129 p.
- Gariépy, S., et A. N. Rousseau. 2000. « La gestion de l'eau par bassin versant aux Etats-Unis ». *Vecteur Environnement*, vol. 33, no 5 (septembre), p. 43-50.
- Geist, H.J. et E.F. Lambin. 2002. « Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation ». *Bioscience*, vol. 52, no 2, p. 143-149.
- Gendron, C. et J.-P. Revéret. 2001. « Le développement durable ». *Économies et Sociétés*, Série F No 37, p. 11-124.
- Giroux, D., et N. Soumis. 2000. « Développement anthropique et conservation de l'environnement en Amazonie brésilienne : description, analyse critique et étude de cas ». *Notes de recherche*, no 2 (juin), département de science politique, Université du Québec à Montréal (UQAM). Montréal :UQAM, 55 p.
- Gould, K., A. F. Howard et G. Rodriguéz. 1998. « Sustainable production of non-timber forest products: Natural dye extraction from El Cruce Dos Aguadas, Petén, Guatemala ». *Forest Ecology and Management*, vol. 111, no 1, p. 69-82.
- Griffin, C.B. 1999. « Watershed Councils: An Emerging form of Public Participation in Natural Resource Management ». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 35, no 3 (juin), p. 505-518.
- Grumbine, R.E. 1994. « What is ecosystem management ? ». *Conservation Biology*, vol. 8, no 1 (mars), pp. 27-38.
- Hadley, M. 1994. « Diversity and the Management of Tropical Forests ». *Écodécision*, vol. 13 (juillet), p. 33-38.
- Hall, J. S., D. J. Harris, V. Medjibe et P.M.S. Ashton. 2003. « The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas ». *Forest Ecology and Management*, vol. 183, no 1-3, p. 249-264.
- Higgins, C. 1999. « Innovative forest practice agreements – What could be done that would be innovative ». *Forestry Chronicle*, vol. 75, no 6, p. 939-942.
- Holling, C.S. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Toronto: International Institute for Applied Systems Analysis, 377 p.
- Holling, C.S. 1986. « The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change ». In *Sustainable Development of the Biosphere*, sous la dir. de William C. Clark et R.E. Munn, p. 292-320. Laxemburg: International Institute for Applied Systems Analysis.
- Hubbard, C.A. 2002. « Seeing the community for the trees: assessing locally-developed sustainability indicators for the Angkor community forest project, Cambodia ». Projet de recherche, Maîtrise en gestion des ressources, Université Simon Fraser, 127 p.
- Humphreys, D. 1996. « The Global Politics of Forest Conservation since the UNCED ». *Environmental Politics*, vol. 5, no 2, p.
- Institut international du développement durable (IIDD). 2000. *Bulletin des Négociations de la Terre*, vol. 13, no 66 (février), p. 1.
- Jardel, E.J., E.C. Santana et S. Graf. 1996. « The Sierra de Manantlán Biosphere Reserve : conservation and regional sustainable development ». *Parks*, vol. 6, no 1 (février), p. 14-22.
- Kalyan, H., et T. Carson. 2000. *Scoping report : Community Based Natural Resource Management (CBNRM) in Cambodia*. Phnom Penh : WWF, 46 p.
- Karjala, M. K., et S. M. Dewhurst. 2003 « Including aboriginal issues in forest planning: a case study in central interior British Columbia, Canada ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 64, no 1-2 (Juin), p. 1-17.
- Kennedy, J.J., et T.M. Quigley. 1998. « Evolution of USDA Forest Service organizational culture and adaptation issues in embracing an ecosystem management paradigm ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, p. 113-122.
- Kenney, D. 1999. « Historical and sociopolitical context of the western watershed movement ». *Journal of the American Resources Association*, vol. 35, no 3 (juin), p. 493-503.
- Kiekens, J.-P., et N. Byron. 1997. « La gestion durable des forêts à la croisée des chemins ». *Écodécision*, no 24 (printemps), p. 64-66.
- Knight, R. L.. 1998. « Ecosystem management and conservation biology ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, p. 41-45.
- Lackey, R.T. 1998. « Seven pillars of ecosystem management ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, p. 21-30.
- Lâmås, T., et L. Ola Eriksson. 2003. « Analysis and planning systems for multiresource, sustainable forestry: the Heureka research programme at

- SLU ». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 33, no 3 (mars), p. 500-508.
- Lanly, J.P. 1994. « L'évolution de l'état des forêts au XX<sup>e</sup> siècle ». *Écodécision*, vol. 13, p. 28-32.
- LaPierre, L. 2002. « Canada's Model Forest Program ». *Forestry Chronicle*, vol. 78, no 5 (sept.-oct.), p. 613-617.
- Leiss, William. 1972. *The domination of nature*. New York: G. Braziller, 242 p.
- Leskinen, P., J. Kangas et A.M. Pasanen. 2003. « Assessing ecological values with dependent explanatory variables in multi-criteria forest ecosystem management ». *Ecological Modelling*, vol. 170, no 1, p. 1-12.
- Luxmoore, R.J., W.W. Hargrove, M.L. Tharp, W. M. Post, M.W. Berry, K.S. Minser, W.P. Cropper, Jr., D.W. Johnson, B. Zeide, R. L. Amateis, H. E. Burkhardt, V.C. Baldwin Jr et K.D. Peterson. 2002. « Addressing multi-use issues in sustainable forest management with signal-transfer modeling ». *Forest Ecology and Management*, Volume 165, no 1-3, 15, p. 295-304.
- Macdonald, E., C.J. Burgess, G. J. Scrimgeour, S. Boutin, S. Reedyk et B. Kotak. 2004. « Should riparian buffers be part of forest management based on emulation of natural disturbance? ». *Forest Ecology and Management*, vol. 187, no 2-3, p. 185-196.
- Maini, J.S. 1994. « Boreal and Temperate Forests: Their Significance and Sustainable Development ». *Écodécision*, vol. 13 (juillet), p. 24-27.
- Margerum, R. D. 1999. « Integrated Environmental Management: The Foundations for Successful Practice ». *Environmental Management*, vol. 24, no 2, p. 151-166.
- Martel, M.-J. 2000. *Plan d'aménagement intégré des ressources forêt habitée Iberville*. Rapport de recherche présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 183 p.
- McGregor, D. 2002. « Indigenous knowledge in sustainable forest management: Community-based approaches achieve greater success ». *Forestry Chronicle*, vol. 78, no 6 (nov.-déc.), p. 833-836.
- Mundler, P. 1997. « Environnement et développement : Ambiguïtés et enjeux ». *Humanisme et entreprise*, no 225, p. 1-24.
- Nations Unies. 1993. *Action 21. Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. Déclaration de principes relatifs aux forêts*. Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement. New York : Nations Unies, 255 p.
- Ola-Adams, B.A. 2001. « Education, awareness-building and training in support of Biosphere Reserves : experience from Nigeria ». *Parks*, vol. 11, no 1, p. 18-23.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons. The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge: Cambridge University Press, 280 p.
- Parent, B. et C. Fortin. 2003. *Ressources et industries forestières. Portrait statistique*. Charlesbourg (Qué.) : Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. En ligne. <[http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/Connaissances/stat\\_editi\\_on\\_resume/resume.pdf](http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/Connaissances/stat_editi_on_resume/resume.pdf)>. Consulté le 28 février 2004.
- Pedynowski, D. 2003. « Prospects for ecosystem management in the crown of the continent ecosystem, Canada-United States: Survey and recommendations ». *Conservation Biology*, vol. 17, no 5, p. 1261-1269.
- Pimbert, M.P., et J.N. Pretty. 1995. *Parks, People and Professionals : Putting "participation" into Protected Area Management*. Genève : United Nations Research Institute for Social Development (UNRISD), 63 p.
- Pulzl, H., et E. Rametsteiner. 2002. « Grounding international modes of governance into National Forest Programmes ». *Forest Policy and Economics*, vol. 4, no 4 (déc.), p. 259-268.
- Purdon, M. 2003. « The nature of ecosystem management: postmodernism and plurality in the sustainable management of the boreal forest ». *Environmental Science & Policy*, vol. 6, no 4, p. 377-388.
- Québec, Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE). 1991. *Des forêts en santé. Rapport d'enquête et d'audience publique sur la Stratégie de protection des forêts*. Québec : Publications du Québec, 277 p.
- Regroupement pour un Québec Vert. 1988. *L'utilisation polyvalente de la forêt: une utopie? Actes du colloque L'Utilisation polyvalente de la forêt : une utopie? du 54<sup>e</sup> congrès de l'Association Canadienne-Française pour l'Avancement des Sciences (ACFAS)* (Montréal, 22-24 mai 1986). Québec : Regroupement pour un Québec Vert, 233 p.
- Romaguier, B. 2001. *L'aménagement forestier au Québec : analyse critique du rendement accru et recensement des alternatives viables*. Montréal : Groupe de recherche et d'intérêt public de l'Université du Québec à Montréal (GRIP Québec UQAM), 63 p.
- Russell-Smith, J., C. Yates, A. Edwards, G.E. Allan, G.D. Cook, P. Cooke, R. Craig, B. Heath et R. Smith. 2003. « Contemporary fire regimes of northern Australia, 1997-2001: change since Aboriginal occupancy, challenges for sustainable management ». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 12, no 3-4, p. 283-297.
- Sachs, Ignacy. 1980. *Stratégies de l'écodéveloppement*. Paris: Les Éditions ouvrières, 140 p.
- Sexton, W.T. 1998. « Ecosystem management: expanding the resource management 'tool kit' ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, p.103-112.
- Sherry, E.E., et C.J. Johnson. 1999. « The Forgotten Forest: Revisiting the Forestland Allocation Strategy ». *Forestry Chronicle*, vol. 75, no 6, p. 919-927.
- Slocombe, S.D. 1998. « Lessons from experience with ecosystem-based management ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, no 1-3 (mars), p. 31-39.
- Smith, D. P., M.H. McDonough et M.T. Mang. 1999. « Ecosystem Management and Public Participation. Lessons from the Field ». *Journal of Forestry*, vol. 97, no 10 (octobre), p. 32-39.
- Smyth, J.H. 1998. « The First Nation Forestry Program ». *Forestry Chronicle*, vol. 74, no 3, p. 343-346.
- Song, Y., G. Wang, W.R. Burch Jr. et M.A. Rechlin. 2004. « From innovation to adaptation: lessons from 20 years of the SHIFT forest management system in Sanming, China ». *Forest Ecology and Management*, vol. 191, no 1-3, p. 225-238.
- Story, P.A., et F.H. Lickers. 1997. « Partnership Building for Sustainable Development: A First Nations Perspective from Ontario ». *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 4, no 3-4, p. 149-162.
- Szaro, R.C., W.T. Sexton et C.R. Malone. 1998. « The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems ». *Landscape and Urban Planning*, vol. 40, p. 1-7.
- Timoney, K.P. 2003. « The changing disturbance regime of the boreal forest of the Canadian Prairie Provinces ». *Forestry Chronicle*, vol. 79, no 3, p. 502-516.
- Tomalty, R., R.B. Gibson, D.H.M. Alexander et J. Fischer. 1994. *Planification écosystémique des régions urbaines du Canada*. Toronto : Les Presses du CIRUR, 205 p.
- Uniyal, V.K., et J. Zacharias. 2001. « Periyar Tiger Reserve – building bridges with local communities for biodiversity conservation ». *Parks*, vol. 11, no 2, p. 14-23.
- Varughese, G., et E. Ostrom. 2001. « The Contested Role of Heterogeneity in Collective Action: Evidence from Community Forestry in Nepal ». *World Development*, vol. 29, no 5 (Mai), p. 747-765.
- Watt, Alex S. 1947. « Pattern and Process in the Plant Community ». *Journal of Ecology*, vol. 35, no 1 et 2, p. 1-22.
- Wells, M.P., et K.E. Brandon. 1993. « The Principles and Practice of Buffer Zones and Local Participation in Biodiversity Conservation ». *Ambio*, vol. 22, no 2-3 (mai), p. 157-162.
- Yung, L., W.A. Freimund et J.M. Belsky. 2003. « The politics of place: Understanding meaning, common ground, and political difference on the Rocky Mountain Front ». *Forest Science*, vol. 49, no 6, p. 855-866.

# LA MODÉLISATION : un outil pour la gestion et l'aménagement en forêt.

F. Goreaud<sup>1</sup>, F. de Coligny<sup>2</sup>, B. Courbaud<sup>3</sup>, JF. Dhôte<sup>4</sup>, Ph. Dreyfus<sup>5</sup>, T. Pérot<sup>6</sup>,

<sup>1</sup> Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Complexes, Cemagref, 24 avenue des Landais - BP 50085, 63172 Aubière Cedex 1, France. [francois.goreaud@cemagref.fr](mailto:francois.goreaud@cemagref.fr), <sup>2</sup> INRA - AMAP, TA40/PS2, Boulevard de la Lironde, 34398 Montpellier Cedex 5, France. [coligny@cirad.fr](mailto:coligny@cirad.fr), <sup>3</sup> Ecosystèmes et Paysages de Montagne, Cemagref, 2 rue de la Papeterie - BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France.

[benoit.courbaud@cemagref.fr](mailto:benoit.courbaud@cemagref.fr), <sup>4</sup> Laboratoire d'étude des Ressources Forêt-Bois (LERFoB), UMR INRA-ENGREF 1092, Centre de Recherches INRA, 54280 Champenoux, France. [dhote@nancy-engref.inra.fr](mailto:dhote@nancy-engref.inra.fr), <sup>5</sup> Unité de Recherches Forestières Méditerranéennes (UR 629), INRA, 20 avenue Vivaldi, 84000 Avignon, France. [dreyfus@avignon.inra.fr](mailto:dreyfus@avignon.inra.fr), <sup>6</sup> Unité de Recherche Ecosystèmes Forestiers, Cemagref, Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson, France. [thomas.perot@cemagref.fr](mailto:thomas.perot@cemagref.fr)

**Résumé :** Pour prédire l'évolution des peuplements forestiers, et ainsi faciliter l'aménagement, les chercheurs ont mis au point différents types de modèles de dynamique forestière.

Dans cet article, nous illustrons l'intérêt de ces modèles comme outils pour la gestion. Nous présentons 3 applications : (i) dans un peuplement régulier de chênes, l'utilisation d'un modèle pour prendre en compte l'effet d'un changement de productivité sur la croissance ; (ii) dans un peuplement mélangé irrégulier épicéas - sapins, la comparaison par simulation d'un scénario sylvicole classique et d'un scénario d'éclaircies par trouées ; (iii) à l'échelle d'un massif forestier, la modélisation de l'évolution de la composition de peuplements mélangés. Nous discutons ensuite des limites des modèles ainsi que des perspectives de recherche.

**Mots Clef :** modèle, forêt, croissance, changement climatique, peuplement mélangé, peuplement irrégulier, régénération, sylviculture, aménagement forestier.

**Abstract :** In order to predict the evolution of forest stands, and thus to facilitate forest management, researchers have developed different types of models of stand dynamics.

In this paper, we illustrate the interest of such models as management tools. We consider three applications : (i) in a pure, even-aged oak stand, the use of a model in order to take into account the effect of productivity changes on growth ; (ii) in mixed, uneven-aged stands of spruce and fir, the comparison through simulation of a classical thinning to a thinning with openings ; (iii) in large-scale areas, the modelling of the dynamics of species composition of mixed stands. We finally discuss the limitations of models and future perspectives for research in this field.

**Keywords :** model, forest, growth, climate change, mixed stand, irregular stand, regeneration, silviculture, forest management.

## Introduction

Les forêts, qui recouvrent 29.6 % des terres émergées<sup>22</sup>, sont des écosystèmes complexes. Elles abritent de nombreuses espèces animales et végétales en interaction, et participent ainsi à maintenir une grande biodiversité. Elles jouent également un rôle important dans les grands cycles biogéochimiques, notamment au niveau du climat.

Dans de nombreux pays, la forêt est gérée : des forestiers planifient et organisent différentes actions sylvicoles (plantations de jeunes arbres, semis, coupes d'éclaircie pour favoriser la croissance des plus beaux arbres, récolte du bois produit, coupes

et travaux facilitant la régénération naturelle), afin que la forêt réponde au mieux aux différents objectifs fixés en terme de production, de conservation, de protection et de loisir. Selon les pays, cette gestion peut s'exprimer sous différentes formes et à différentes échelles (RFF, 1999).

En France, la gestion des forêts domaniales et de la majorité des forêts communales repose sur un document d'aménagement, qui, partant d'une analyse du milieu naturel et des besoins socio-économiques, propose une planification sur 15 à 20 années des actions de gestion sylvicole à entreprendre pour mener les peuplements vers un objectif précis en terme de production de bois, conservation de la diversité, et accueil du public. Cette planification nécessite de décrire l'état, à un instant donné, des différents peuplements d'un massif forestier, mais aussi de pouvoir prédire comment ces différents peuplements vont

<sup>22</sup> Soit 3,9 milliards d'ha, source FAO [www.fao.org](http://www.fao.org).

évoluer dans les 20 années à venir, en fonction des scénarios sylvicoles qui seront appliqués (Dubourdiou, 1997).

Les chercheurs s'intéressent depuis longtemps à la prédiction de l'évolution des peuplements forestiers, et s'attachent à mettre au point des outils pour aider les gestionnaires dans l'aménagement et la gestion des forêts (Pardé & Bouchon, 1988).

Les premiers de ces outils sont les tables de production. En France, la plupart ont été construites entre les années 1960 et 1980 pour une grande variété d'essences en restant dans le cadre de peuplements réguliers monospécifiques (ENGREF et al., 1984). Elles se présentent sous la forme de tableaux de chiffres qui permettent de prédire l'évolution dans le temps d'un peuplement régulier, en fonction de la fertilité du lieu pour la sylviculture moyenne appliquée ou pour certains scénarios sylvicoles classiques. Ces tables de production sont en fait le résultat d'observations à long terme de l'évolution de peuplements de référence. Ces premiers outils présentent deux principaux inconvénients (Houllier et al., 1991) : ils ne rendent compte que de l'évolution moyenne des peuplements, et, en général, ils ne permettent pas de simuler différents types de sylviculture ou de nouveaux scénarios.

Pour pouvoir prendre en compte la grande diversité des peuplements et des scénarios sylvicoles, les chercheurs ont construit d'autres outils à la fois plus souples et plus complexes : les modèles de croissance<sup>23</sup>. Les modélisateurs forestiers ont développé un grand nombre de modèles, statiques ou dynamiques, pour comprendre et prédire l'évolution des arbres et des peuplements. En ce qui concerne la prédiction de la croissance des arbres, par exemple, on peut distinguer, selon le niveau de détail souhaité, des modèles à l'échelle du peuplement, qui considèrent des variables moyennes du peuplement (comme la densité ou le diamètre moyen) ; des modèles de distribution, qui considèrent l'évolution du nombre d'arbres dans différentes classes de diamètre ; et des modèles à l'échelle de l'arbre, qui simulent l'évolution de chaque arbre individuellement, ou au moins pour certains arbres-types représentatifs d'une cohorte d'arbres ayant les mêmes caractéristiques (Houllier et al., 1991). Bon nombre de ces modèles intègrent également la mortalité occasionnée par la concurrence entre arbres. D'autres types de modèles concernent divers éléments complémentaires : la régénération, la branchaison, ou l'élaboration de la qualité du bois. Ainsi, pour simuler l'évolution d'un peuplement forestier il est souvent nécessaire de faire intervenir toute une chaîne de modèles (Leban, 1995; Meredieu et al., 2001a et 2001b).

---

<sup>23</sup> Le terme "modèle" peut prendre de nombreuses significations d'une discipline à l'autre (Pavé, 1994). Dans cet article, nous considérerons qu'il s'agit d'un ensemble d'équations mathématiques permettant de décrire et de simuler des relations entre les variables d'un peuplement forestier, et tout particulièrement de prédire leur évolution au cours du temps.

La plupart de ces modèles sont trop complexes pour être utilisés directement dans des études analytiques, et doivent être implémentés dans un programme informatique pour être utilisés dans le cadre de simulations. On parle alors de simulateurs de dynamique forestière. Pour construire de tels simulateurs, plusieurs approches sont possibles avec des avantages et des inconvénients propres à chaque solution. La première idée est de construire un logiciel spécifique pour chaque modèle. Le résultat est alors parfaitement adapté à chaque cas d'étude mais ces programmes sont difficilement réutilisables d'un modèle à l'autre. La multiplicité des simulateurs ainsi construits ne facilite pas la diffusion et l'utilisation de ces modèles (Perot & Ginisty, 2004). Une seconde approche est d'établir un modèle de dynamique générique, adapté à différentes espèces ou situations forestières en modifiant ses jeux de paramètres, et implémenté dans un simulateur réutilisable (Pretzsch et al., 2002). Le principal inconvénient de cette démarche est la limitation à un modèle : individualisé ou non, spatialement explicite ou pas, prenant en compte certains types de compétition et pas d'autres et avec des possibilités d'évolution faibles dans ces domaines. Une troisième possibilité est l'utilisation de la modélisation descriptive (Muetzelfeldt & Massheder, 2003) qui constitue une approche générale applicable à tous les domaines d'études, forestier ou non. Ces outils permettent d'aborder des problèmes très différents dans toutes les disciplines mais leurs interfaces utilisateurs présentent généralement des limitations en terme de construction d'outils performants pour un domaine donné.

En France, les modélisateurs forestiers ont mis en commun leurs idées et ressources depuis 1994 pour construire un outil à la fois générique et étroitement dédié au domaine de la simulation de la dynamique forestière. La plate-forme Capsis (Dreyfus & Bonnet, 1996; de Coligny et al., 2004) reprend les avantages des logiciels génériques en proposant de capitaliser et partager les développements passés pour les nouveaux projets (architecture ouverte, interface graphique conviviale partagée, extensions nombreuses pour simuler des interventions, représenter des données calculées, effectuer des exportations et connexions avec d'autres simulateurs...), tout en proposant préférentiellement des outils applicables au domaine forestier : éclaircies multicritères, suivi de variables dendrométriques, etc. Le logiciel organisé autour d'un noyau stable enrichi de bibliothèques applicatives construites au gré des nouveaux projets (structures spatiales, biomécanique, économie, génétique...) permet l'intégration de modèles aux structures différentes, aux pas de temps personnalisables, avec une grande liberté laissée à chaque modélisateur. De nouveaux composants peuvent être écrits à tout moment par les modélisateurs qui travaillent ensemble en co-développement sur le même outil.

Avec de telles plate-formes, on peut envisager une plus grande diffusion de ces modèles vers le gestionnaire, pour les aider dans les différentes étapes de l'aménagement et de la gestion forestière.

Dans cet article, nous souhaitons présenter quelques cas typiques d'utilisation de modèles à différentes étapes de l'aménagement ou de la gestion : (i) la prédiction de la croissance en hauteur dominante dans un peuplement régulier; (ii) la comparaison de plusieurs scénarios sylvicoles en peuplement mélangé irrégulier; (iii) l'étude de l'évolution de la composition de peuplements mélangés à l'échelle d'un massif. Nous évoquerons ensuite les limites de l'approche de modélisation ainsi que les perspectives de recherche.

### **Prédiction de la production dans un peuplement régulier.**

Les peuplements réguliers sont des peuplements forestiers composés d'arbres d'une même espèce et de même âge. Ils peuvent être issus de plantation ou de régénération naturelle menée sur l'ensemble d'une parcelle, et constituent la méthode sylvicole de référence pour les essences sociales en plaine (Jarret, 2004). La gestion des peuplements réguliers consiste généralement en une succession de coupes d'éclaircies qui diminuent progressivement le nombre d'arbres du peuplement pour donner plus d'espace aux arbres de meilleure qualité, qui seront récoltés en fin de révolution. Plus les coupes sont fortes, plus rapide est la croissance en diamètre – la croissance en hauteur étant, quant à elle, très peu affectée par les éclaircies. L'intensité des éclaircies détermine ainsi l'âge d'exploitabilité, c'est-à-dire l'âge auquel les arbres atteindront le diamètre fixé comme objectif pour l'aménagement de la forêt (par exemple 60 cm). La fertilité de la station (climat local, topographie, profondeur et richesse minérale du sol) joue elle aussi un rôle important, aussi bien pour l'âge d'exploitabilité que pour la production en volume.

Pour planifier les régimes de coupe et estimer l'âge d'exploitabilité et la production, les forestiers peuvent utiliser des modèles de croissance. En France, ces modèles sont construits à partir de la théorie dendrométrique de la production des peuplements réguliers (Houllier, 1991), reposant sur deux propriétés d'invariance fondamentales. La première, appelée loi de Eichhorn, exprime le fait que croissance en hauteur et production en volume des peuplements hyperdenses sont liées par une équation unique, quelle que soit la fertilité de la station. La seconde exprime la quasi-insensibilité de la croissance en hauteur vis-à-vis de la compétition (Lanner, 1985). Dès lors, les différences de productivité entre stations, liées au climat ou au sol, peuvent être estimées grâce à des variations analogues de la croissance en hauteur, résumées dans le concept d'indice de fertilité (Franc & Houllier, 1989).

Ce raisonnement s'est appliqué sans trop de difficultés, tant qu'on a pu supposer que le milieu était stable. Or nous savons aujourd'hui que plusieurs facteurs environnementaux importants évoluent, même sans intervention des forestiers : augmentation de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub>, réchauffement du climat, modifications de la nutrition minérale due à la pollution azotée. Ces changements globaux ont des conséquences mesurables pour les forêts : en Europe tempérée, la majorité des

forêts ont connu au cours des 100 dernières années de fortes accélérations de croissance (Spiecker et al., 1996). Des travaux récents montrent ainsi que la productivité des hêtraies du Nord-Est de la France s'est accélérée de 50% depuis 1900, l'essentiel de cette transition s'étant déroulé entre 1950 et 1980 (Bontemps et al., 2005). Divers éléments suggèrent que les dépôts azotés, liés au développement industriel et agricole, auraient joué un rôle majeur dans ce phénomène.

Même pour des écosystèmes aussi simples que les peuplements réguliers, les relations entre forêt et environnement sont de mieux en mieux perçues dans toute leur complexité : (i) les changements globaux stimulent la productivité, à travers une double fertilisation par le carbone et l'azote ; (ii) le faible stock d'éléments minéraux du sol (phosphore, calcium, potassium...) utilisé par les forêts n'est pas stimulé dans les mêmes proportions, tandis que l'exploitation forestière conduit à exporter une partie de ces minéraux en dehors de l'écosystème ; (iii) les scénarios de changement climatique prévoient une accentuation des sécheresses estivales, dans de nombreuses régions. La combinaison de ces tendances fait craindre l'apparition de carences nutritives chroniques, conduisant à des épisodes de dépérissements sévères déclenchés par la sécheresse (Dupouey et al., 2005). On estime que les changements globaux, associés aux perturbations du fonctionnement des écosystèmes qu'ils entraînent, provoqueront des modifications de l'équilibre entre les différentes espèces, un décalage dans l'espace de leurs niches écologiques et finalement des modifications de leurs aires de répartition (Badeau, in Loustau, 2004).

Dans ces conditions, l'utilisation de modèles pour l'aide à la gestion forestière devient incontournable. Aujourd'hui, très peu de modèles sont à la fois suffisamment complexes pour prendre en compte l'impact des changements environnementaux, et suffisamment robustes pour fournir des prédictions fiables sur le comportement à long terme des forêts. Construire de tels modèles constitue un enjeu très fort pour éclairer les décisions des forestiers, sur lequel de nombreuses équipes de recherche se mobilisent de par le monde.

Dans cet article, nous illustrons simplement, à titre d'exemple, comment on peut estimer l'impact à moyen terme des changements globaux sur l'âge d'exploitabilité des hêtraies du Nord-Est de la France. Nous reprenons pour cela des résultats détaillés dans (Bontemps et al., 2005).

Pour simuler l'évolution des peuplements réguliers de hêtre, nous avons utilisé le modèle de croissance Fagacées (Dhôte, 1995). Dans ce modèle, l'ensemble de la dynamique du peuplement est guidé par la courbe de croissance en hauteur dominante. Celle-ci possède une forme générale, caractéristique de l'espèce et de la grande région biogéographique considérée, et un niveau particulier au peuplement, l'indice de fertilité. Dans Fagacées, l'accroissement en hauteur détermine un niveau potentiel de



production en surface terrière<sup>24</sup>, qui correspond à la situation des peuplements hyperdenses. Pour un peuplement quelconque, la production en surface terrière réelle résulte à la fois de ce potentiel et d'une courbe de réponse densité-production : les peuplements excessivement clairs ont une production globale inférieure au potentiel, cette production sature très vite dès que le peuplement a une densité supérieure à 40% du stock maximal. Ensuite, la production du peuplement est désagrégée, sous forme de croissance individuelle en diamètre, entre les arbres constitutifs.

Récemment, une modification importante a été apportée à ce schéma. L'architecture d'ensemble du modèle a été conservée, mais on a substitué à l'équation de croissance en hauteur précédente une formule plus complexe, dans laquelle l'accroissement dépend de trois facteurs : (i) la hauteur atteinte, avec une culmination précoce (point d'inflexion) puis un ralentissement continu de la vitesse au fur et à mesure que le peuplement grandit ; (ii) l'indice de fertilité de la station, qui rend compte de l'ensemble des facteurs permanents de la productivité (climat moyen, topographie, texture du sol, etc...) ; (iii) une courbe de dérive de productivité, indexée par la date, et qui rend compte de l'ensemble des facteurs environnementaux qui ont évolué au cours du 20<sup>ème</sup> siècle. Cette courbe de dérive possède par construction une valeur 1 en 1900, nous lui avons donné par commodité une forme parabolique, et sa valeur en 2000 est voisine de 1,5. Cela signifie que le niveau de croissance en hauteur est aujourd'hui 50% plus fort qu'en 1900, toutes choses égales par ailleurs. Cette courbe a été calibrée grâce à une étude rétrospective de la croissance en hauteur des hêtraies du Nord-Est (Bontemps et al., 2005). Bien entendu, la forme de la courbe et son niveau valent seulement pour l'essence et la région considérées. Du fait de la construction du modèle, le changement à long-terme ainsi introduit pour la hauteur dominante se diffuse à l'ensemble des dimensions de chaque arbre, notamment son diamètre et son volume.

La courbe de dérive de croissance avec la date possède un déterminisme qui reste encore mal connu dans ses détails. Pour la prolonger vers l'avenir, on devra mieux comprendre quels rôles jouent en particulier le climat, les dépôts atmosphériques azotés, la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub>... Provisoirement, nous avons donc supposé que la croissance en hauteur se maintiendrait à son niveau actuel au cours du 21<sup>ème</sup> siècle. Moyennant ces hypothèses, on peut donc à la fois rendre compte de ce qui s'est passé depuis 150 ans et fournir de premières prévisions sur la croissance à attendre au cours des 100 prochaines années.

<sup>24</sup> La surface terrière d'un arbre est la mesure de la surface de la section de son tronc à 1m30. A l'échelle d'un peuplement, on utilise la surface terrière totale, somme des surfaces terrières de tous les arbres, comme un indicateur de la biomasse du peuplement.

Avec ce modèle, nous avons simulé la croissance de jeunes peuplements pendant 150 ans, en comparant un peuplement né en 1850, et un peuplement né en 1950. Pour ce dernier, nous avons considéré un scénario raisonnable de changement de productivité correspondant aux changements déjà observés et à la tendance attendue pour les 50 prochaines années.

La figure 1 montre que les jeunes peuplements actuels ont une croissance plus rapide. Ils devraient atteindre une hauteur dominante de 41m, et pourraient donc être récoltés, 30 ans plus tôt que leurs devanciers installés au 19<sup>ème</sup> siècle. Si en outre on considère que les éclaircies en hêtraie sont actuellement plus fortes que durant la période 1850-1950, le raccourcissement des révolutions atteindra vraisemblablement 40% (90 ans contre 150 ans). La transition des vieux peuplements à croissance lente vers les jeunes à croissance rapide s'étalera sur les 50 prochaines années. Elle nécessitera une adaptation des aménagements forestiers, en particulier par une forte augmentation des surfaces mises en régénération.

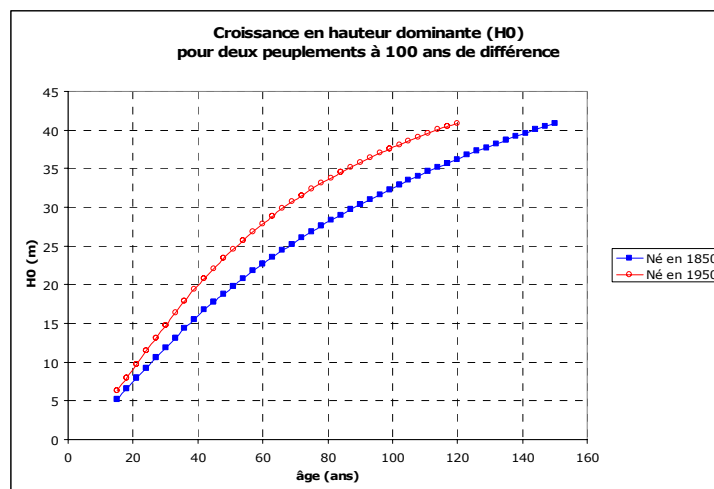


Figure 1. Évolution de la hauteur dominante de deux peuplements de hêtres, le premier né en 1850 (en bleu) et le deuxième né en 1950 (en rouge). Sous l'effet des changements de productivité, les peuplements actuels poussent plus vite que les peuplements anciens.

### Comparaison de plusieurs scénarios sylvicoles en peuplement mélangé irrégulier.

Les peuplements irréguliers (c'est à dire composés d'arbres d'âges et de tailles différentes), ou mélangés (composés d'espèces différentes) ont une dynamique plus complexe que les peuplements purs réguliers, et sont plus difficiles à gérer (IDF, 2003; De Turkheim & Bruciamacchie, 2005). Cette situation est en particulier fréquente dans les forêts de montagne, moins faciles d'accès et moins rentables, où les peuplements jouent

surtout un rôle de protection contre l'érosion. Dans ces peuplements, la régénération naturelle s'exprime de façon hétérogène, notamment en fonction de la lumière disponible au sol, et entraîne une grande hétérogénéité des structures forestières. C'est ainsi que peuvent coexister, dans un même lieu, des arbres de plusieurs générations et de plusieurs espèces en interaction.

Pour de tels peuplements, la mise au point des stratégies sylvicoles est délicate. Les outils classiquement utilisés pour les peuplements réguliers, comme les tables de production, les modèles de peuplements, ou les modèles par arbres-type ne sont pas vraiment adaptés aux peuplements irréguliers ou mélangés. En effet, ces outils sont basés sur la notion d'arbre moyen, qui traduit le fait que les arbres d'un peuplement régulier sont tous relativement similaires; et la notion de hauteur dominante, qui suppose que tous les arbres ont à peu près le même âge. Ces notions ne sont pas faciles à adapter en peuplement irrégulier ou mélangés (Spellmann, 1992). En outre, ces outils ont été construits à partir d'un grand nombre de placettes de référence, correspondant à des peuplements réguliers et à des sylvicultures normées, dont il n'existe pas l'équivalent pour les peuplements plus complexes. La mise en place de nouvelles placettes expérimentales est bien sûr toujours possible, par exemple pour comparer plusieurs scénarios sylvicoles, mais c'est un travail de longue haleine qui ne pourrait donner des résultats que après plusieurs dizaines d'années de croissance.

Nous sommes dans un cas typique où l'utilisation d'un modèle peut être une bonne solution pour dépasser le manque de placettes expérimentales, et faciliter le travail de mise au point de stratégies sylvicoles. En effet, si on arrive à construire un modèle capable de simuler la dynamique de ces peuplements irréguliers ou mélangés, on peut alors l'utiliser pour comparer l'effet de différents scénarios sylvicoles sur cette dynamique.

C'est tout à fait cette démarche qu'ont suivi Courbaud et al. (2000 et 2001) dans le cas des peuplements mélangés irréguliers de montagne. La première étape de ce travail a été le développement d'un modèle capable de simuler la dynamique de ces peuplements : le modèle Samsara. Pour cela, Courbaud (1997) a choisi un modèle de croissance à l'échelle de l'arbre et spatialement explicite : la croissance de chaque arbre est calculée individuellement, en prenant en compte son espèce, sa position au sein du peuplement et la position relative de ses voisins. Ce modèle est basé sur le calcul de la quantité de lumière reçue par chaque arbre (Courbaud et al., 2003), qui détermine ensuite sa croissance.

Le modèle Samsara utilise plus précisément une liste d'arbres décrivant le peuplement, une liste de cellules de sol décrivant le terrain et une liste de rayons lumineux permettant de représenter le rayonnement reçu sur le site sur l'ensemble d'une saison de

végétation. Chaque arbre est caractérisé par son espèce, ses coordonnées spatiales, son diamètre à 1.30 m, sa hauteur, la hauteur de base et le rayon de son houppier. A chaque pas de temps annuel, Samsara commence par calculer le rayonnement intercepté par chaque arbre du peuplement ainsi que l'éclairement résiduel au niveau de chaque cellule de sol. L'accroissement en volume de chaque arbre est alors calculé en fonction du rayonnement intercepté et de ses dimensions. Cet accroissement en volume est ensuite réparti en accroissement en diamètre et en hauteur. Une probabilité de mourir est ensuite affectée à chaque arbre en fonction de son accroissement et de sa hauteur. Une probabilité d'installation de nouveaux semis est affectée à chaque cellule de sol en fonction de l'éclairement reçu et de la présence de semenciers sur la placette. Un accroissement en hauteur est calculé pour chaque semis existant. Les semis dépassant 1.30 m sont enfin transformés en arbres : un diamètre, et un houppier leurs sont affectés. Une itération de ces processus sur plusieurs années permet de simuler une période de croissance.

Le modèle Samsara a été ajusté et validé sur des données de placettes expérimentales dans les Alpes, qui ont permis de vérifier la pertinence du modèle pour les peuplements irréguliers d'épicéas et de sapin. Ce modèle a été implémenté dans la plateforme de simulation forestière Capsis (de Coligny et al., 2004), qui prévoit justement la possibilité de simuler en parallèle et de comparer plusieurs scénarios sylvicoles. L'utilisateur peut ainsi intercaler dans la simulation des étapes d'interventions sylvicoles, au cours desquelles il prélève des arbres soit en les désignant à la souris sur la carte du peuplement ou un histogramme de diamètres soit en appliquant différentes règles automatiques de prélèvement. Le modèle Samsara a ainsi récemment été utilisé par les gestionnaires pour tester différentes stratégies sylvicoles dans le cadre de la mise au point du guide de sylviculture pour ces peuplements mélangés irréguliers dans les Alpes.

Dans cet article, nous illustrons le principe de ces comparaisons sur une placette d'un demi hectare mélangée de sapin et d'épicéa et cartographiée sur le terrain, en forêt communale de Queige (Savoie) (figure 2). La placette est orientée au Nord et présente une pente modérée (20°). Le peuplement a une structure bien irrégulière mais le sapin est mieux représenté dans les petits diamètres et l'épicéa dans les gros diamètres. Dans ce type de peuplements, nous souhaitons favoriser la régénération de l'épicéa (meilleure essence commerciale mais tolérance modérée à l'ombrage) par rapport au sapin (bonne stabilité au vent et bonne tolérance à l'ombrage mais moindre intérêt commercial). Une des possibilités pour cela est d'ouvrir des trouées pour amener plus de lumière au sol, mais nous devons aussi éviter de créer de trop grandes trouées car le peuplement joue aussi un rôle de protection contre les avalanches et les chutes de pierres. Nous souhaitons évaluer l'impact de telles trouées sur la régénération.

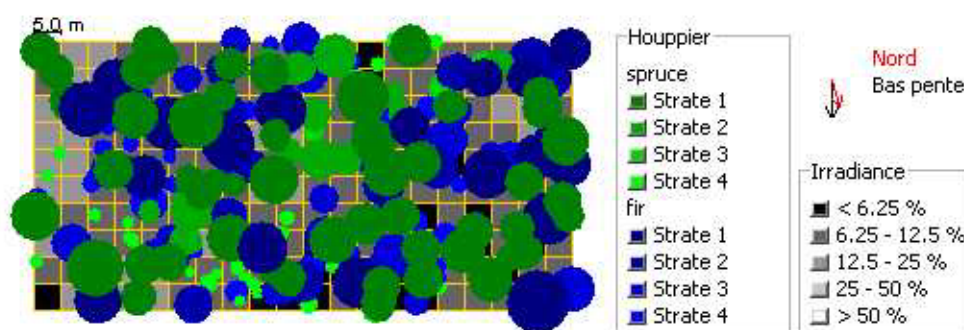


Figure 2. Cartographie de la placette installée en forêt communale de Queige : projection des houppiers d'épicéas (en vert) et de sapins (en bleu) des différentes strates de hauteur. Les cases grises représentent la quantité de lumière au sol.

Nous avons donc utilisé le modèle Samsara, en prenant cette placette comme état initial, pour simuler et comparer ses évolutions probables sous l'effet de deux scénarios sylvicoles : un scénario avec trouées, et un scénario plus classique. Dans notre premier scénario, nous avons simulé la réalisation de trouées de quelques dizaines d'ares, avec des interventions relativement peu fréquentes (deux trouées en 80 ans sur notre demi-hectare). Le deuxième scénario consiste en une coupe classique des plus gros arbres, quelle que soit leur essence, avec des interventions tous les 20 ans. Sur la durée de la comparaison, les prélèvements en surface terrière sont comparables dans les deux scénarios.

La figure 3 montre l'état des peuplements simulés après 80 ans de croissance, pour les deux stratégies, ainsi que les courbes d'évolution de la surface terrière des deux essences. Ces résultats montrent le faible impact de la stratégie par petites trouées. En effet, dans les deux cas le sapin gagne en surface terrière au détriment de l'épicéa. Ce phénomène s'explique par l'importance de la régénération préexistante du sapin qui s'installe sous le couvert du peuplement. L'ouverture de trouées permet l'installation de quelques semis d'épicéa, mais ceux-ci sont incapables de rattraper la régénération de sapin. Contrebalancer le dynamisme du sapin nécessiterait donc non seulement l'ouverture de trouées, mais également l'élimination d'une partie de la régénération de sapin pour dégager les recrues d'épicéa et limiter le sapin. La sylviculture par trouées présente néanmoins d'autres avantages : elle a permis de venir deux fois moins souvent sur la placette et donc de limiter les dégâts d'exploitation. Elle n'a par contre pas permis une sélection individuelle des arbres prélevés. Il est intéressant de remarquer également que les gros arbres étant relativement agrégés dans notre peuplement initial, la simple coupe des plus gros arbres conduit assez souvent à prélever plusieurs arbres ensemble et permet l'ouverture de micro-trouées.

La simulation permet donc ici de comparer les stratégies sylvicoles de manière relativement détaillée et met en évidence l'interaction de plusieurs phénomènes (tolérance à l'ombre, structure initiale du peuplement, rythme, intensité et organisation spatiale des prélèvements). Cet exemple montre que la simulation apporte un éclairage intéressant à l'aménagiste, mais que celui-ci doit également prendre en compte certains phénomènes non modélisés (par exemple dégâts d'exploitation, distance aux pistes de débardage) avant de faire des choix d'aménagement.

#### **Etude de l'évolution de la composition de peuplements mélangés à l'échelle d'un massif.**

Dans les deux exemples précédents, nous avons considéré des modèles utiles pour simuler l'évolution sur quelques dizaines d'années d'une parcelle forestière. Toutefois, certaines questions nécessitent de s'intéresser à des surfaces plus grandes, sur des temps plus longs. C'est tout particulièrement vrai pour l'évolution de la composition spécifique de formations forestières. En France, cela concerne à la fois des peuplements artificiels monospécifiques, plantés, qui évoluent vers des mélanges; des accrus déjà anciens, colonisés dans une seconde phase par de nouvelles espèces (cf. par ex., Dreyfus et al., 2005a); et des forêts longtemps en équilibre mais dont la composition évolue à la faveur des changements globaux (réchauffement climatique, dépôts azotés ...).

Si on veut comprendre la dynamique de ces peuplements, et prédire leur évolution pour mieux gérer ces forêts, il est important de prendre en compte les processus de régénération à l'échelle du petit massif forestier, car ce sont eux qui sont à l'origine de la colonisation de ces espaces, et qui continuent à modifier la composition spécifique des peuplements, dans le cadre d'une succession écologique des espèces.

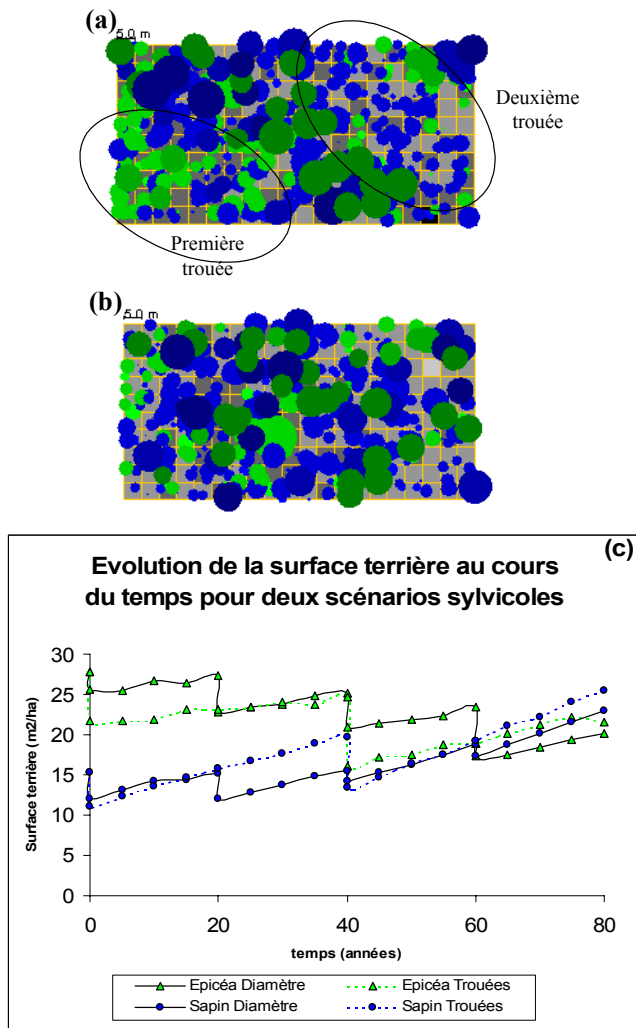


Figure 3. Résultat des simulations après 80 ans de croissance, et deux scénarios sylvicoles : (a) le scénario par trouées, et (b) le scénario classique. (c) Comparaison de l'évolution de la surface terrière des deux espèces (épicéas en vert, sapin en bleu) au cours de la simulation, pour les deux scénarios (par trouées : en pointillé, classique : trait continu).

L'exemple que nous présentons dans cet article concerne des formations forestières de l'arrière-pays méditerranéen français constituées en grande partie de pineraies artificielles monospécifiques (de Pin noir, Pin sylvestre ou Pin à crochets) issues de boisements de la fin du 19<sup>ème</sup> siècle et du début du 20<sup>ème</sup>, ainsi que d'accrus de Pin sylvestre souvent déjà anciens. Ces formations évoluent depuis plusieurs décennies vers des formations plus naturelles, généralement mélangées, avec le retour du Hêtre et du Sapin pectiné, principalement. Ceci pose de nouvelles questions de gestion, que ce soit au niveau de la parcelle (sylviculture de mélanges) ou au niveau de la forêt ou du petit massif (aménagement forestier, choix des essences objectifs en fonction de leur dynamisme et des conditions stationnelles).

La croissance et la mortalité, toutes deux fonctions de la compétition entre arbres (qu'ils soient ou non de la même espèce, et quels que soient leur âge et leurs dimensions) et des conditions stationnelles, peuvent être décrites, analysées, puis modélisées et simulées à l'échelle de la parcelle comme dans les exemples précédents.

Par contre, la régénération, qui se traduit par l'apparition de nouveaux individus dans le système, ne peut être prise en compte ici qu'à une échelle plus vaste puisqu'on voit apparaître des semis - d'espèces autres que celle constituant le couvert de Pin - issus de graines provenant de peuplements de Hêtre ou de Sapin souvent situés à plusieurs centaines de mètres de là. La régénération mélangée, qui apparaît ainsi très fréquemment, est à la fois issue de graines produites sur place par les pins et de graines venues de plus ou moins loin et en moins grand nombre, mais qui ont un « succès » plus important car correspondant à des espèces mieux adaptées à la survie sous couvert forestier. De plus, la puissance de la production de graines de ces sources « extérieures » varie dans le temps en fonction des dimensions des arbres et de leur nombre, et donc de leur croissance, de leur survie et des interventions sylvicoles. Celles-ci peuvent avoir divers effets sur cette production de graines : l'augmenter en stimulant la croissance des houppiers ou en favorisant la fructification par des coupes de régénération, la réduire par la coupe de certains semenciers, ou la tarir par une coupe finale éliminant les derniers semenciers. La probabilité de voir apparaître de nouveaux semis en un point donné de l'espace est ainsi déduite de relations de « dispersion efficace » (par opposition à la « dispersion potentielle », de graines), qui tiennent compte à la fois de la distance entre cette cible et les sources et de la puissance de chacune de ces dernières.

Dès lors, le modèle de dynamique forestière doit être en mesure de rendre compte conjointement de l'évolution des peuplements de Pins (en évolution vers des mélanges) et des peuplements-sources. D'autant que, pour des simulations sur 50 ou 100 ans, on peut voir apparaître de nouvelles sources, en position intermédiaire entre les premiers foyers et les pineraies les plus éloignées.

Le modèle en cours de mise au point se fonde sur une semi-spatialisation : comme pour les « modèles de trouées » (gap models, en anglais) élaborés pour de nombreuses formations forestières dans diverses régions du monde, l'espace est discrétisé sous forme d'une grille de cellules carrées (en l'occurrence, des cellules de 10 m de côté) au sein desquelles les arbres sont listés (espèce, dimensions, âge) mais pas positionnés précisément, que ce soit au stade de l'observation et de l'analyse ou au stade de la simulation. Cette grille recouvre, de manière complète ou non, l'ensemble de la zone considérée (les peuplements-sources aussi bien que les peuplements-cibles), avec des cellules qui représentent chacune *des parcelles forestières*.

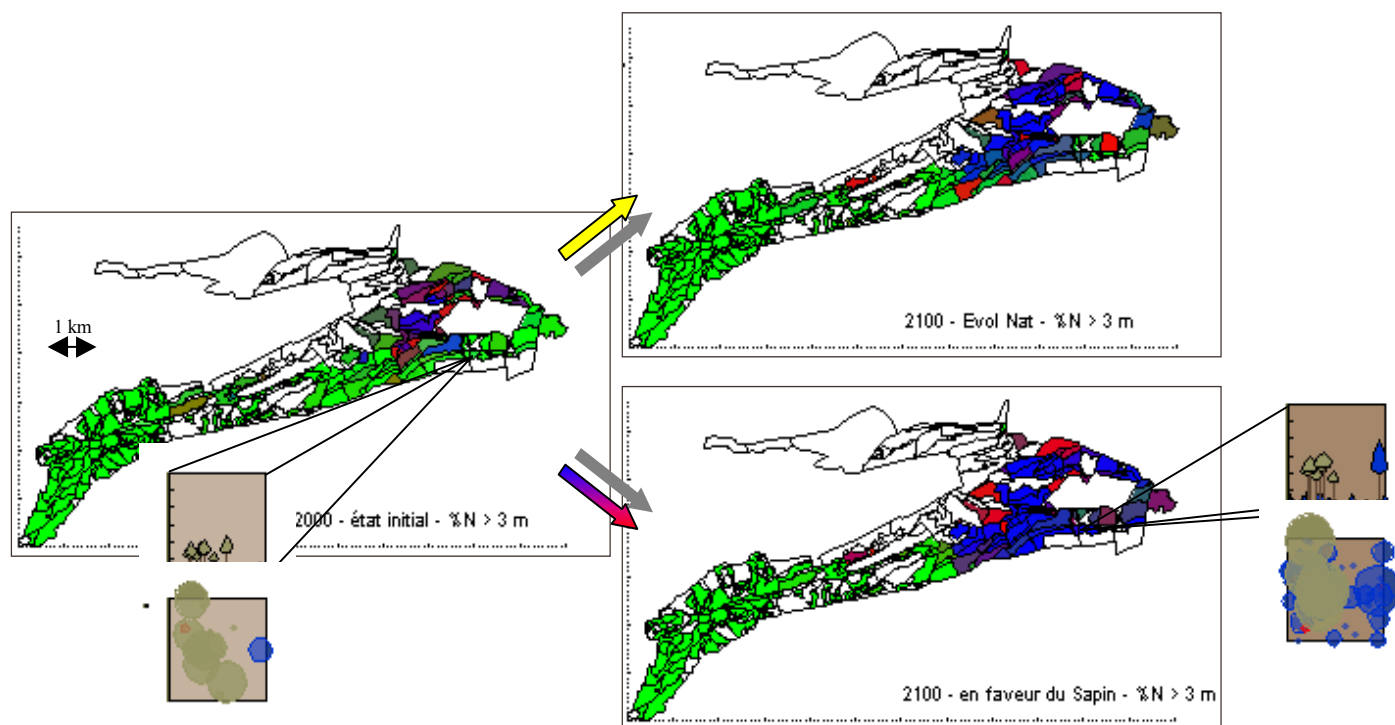


Figure 4 : Simulation sur 100 ans de la colonisation du Sapin (en bleu) et du Hêtre (en rouge) (année 2000 à gauche, et 2100 à droite) dans les peuplements de Pins (sylvestre ou à crochets, en vert) en versant nord du Mont-Ventoux (partie ouest, entre 900 et 1600 m d'altitude). Pour chaque espèce, la teinte est d'autant plus foncée que la proportion de l'espèce est forte, en nombre d'individus de plus de 3 m de hauteur (régénération et adultes). Deux scénarios de gestion : en absence d'intervention sylvicole, en haut à droite ; ou gestion favorisant le Sapin (et le Hêtre), en bas à droite.

En outre, le modèle est, en quelque sorte, « semi-individualisé » : en simulation, pour une cellule donnée, les N semis d'une espèce donnée qui apparaissent une année donnée sont représentés par un seul « arbre-type », assimilable à une cohorte d'effectif N. Aux pas suivants dans la simulation, l'arbre-type voit ses dimensions (et son âge) augmenter, tandis que son effectif N peut diminuer sous l'effet de la mortalité (et souvent tomber à 1, à un stade plus ou moins précoce, ce qui équivaut à un arbre individuel).

Les mécanismes (ou processus) modélisés, et qui interviennent à chaque pas de simulation, sont donc les suivants :

- le recrutement de petits semis de chaque espèce qui apparaissent en nombre d'autant plus grand que les semenciers sont plus proches (peuplements ou arbres plus ou moins isolés, situés sur place ou jusqu'à plusieurs centaines de mètres) et fructifient plus intensément (selon leurs dimensions et leur nombre).
- la croissance, des semis comme des arbres de toutes tailles, fonction des potentialités stationnelles, de l'âge de l'arbre, de l'espèce, de la pression de compétition (densité du peuplement, degré de fermeture du couvert), et du statut concurrentiel (taille relative, etc.) de chaque individu.

- la mortalité, d'autant plus probable que la compétition est localement forte et que l'individu a un statut concurrentiel défavorable ou une croissance faible.
- les interventions sylvicoles sont également prises en compte en simulation ; elles régulent la compétition, induisent indirectement des dégâts (exploitation forestière) sur les régénérations en place, favorisent telle ou telle espèce à l'occasion des coupes au sein d'un peuplement, d'une régénération ou, à l'échelle de la forêt, par le choix d'essences-objectifs à privilégier en raison d'une meilleure adéquation avec les conditions écologiques ou socio-économiques.

La structure du modèle rend les simulations relativement légères. Le modèle est implémenté dans le module Ventoux, au sein de la plate-forme Capsis. Il est possible de simuler l'évolution d'une parcelle donnée selon divers scénarios sylvicoles en faisant abstraction de l'évolution des autres parcelles, mais à condition de fixer arbitrairement une valeur aux « flux entrants » de semis (considérés comme constants, ou dont on définit l'évolution). Mais l'utilisation principale concerne l'échelle de la forêt (figure 4) où il permet de représenter l'évolution la plus probable de la composition spécifique des parcelles (ainsi que de leur structure d'âge et de leurs caractéristiques dendrométriques) selon diverses stratégies de gestion appliquées sur tout ou partie du massif : non-intervention, coupes relativement fréquentes favorisant le

maintien des pins ou bien plus espacées, plus légères pour favoriser la dynamique naturelle de retour des espèces d'ombre.

Le Sapin s'étend fortement à partir d'un noyau de sapinières matures ; déjà observée en 2000 (unités en bleu plus ou moins clair autour du noyau), cette évolution s'amplifie fortement, d'après la simulation, de 2000 à 2100. La partie gauche de la carte, plus éloignée des sapinières-sources, correspond en outre à des conditions stationnelles moins favorables au Sapin et au Hêtre (altitudes plus basses, sécheresse estivale plus prononcée) ; elle n'est pratiquement pas concernée par cette colonisation. Les schémas de cellule, en vues verticale et horizontale, illustrent, par un exemple, l'apparition du Sapin dans un peuplement de Pin à crochets.

Trois points importants à souligner, pour ce contexte d'évolution à relativement vaste échelle et à moyen ou long terme :

- l'évolution de la composition effective des peuplements dépend largement des caractéristiques stationnelles des zones colonisées, caractéristiques qui conditionnent en large part la survie et la croissance potentielle de chaque espèce ; pour des simulations à relativement long terme, ce facteur mérite une attention toute particulière dans le contexte actuel de changement de la composante climatique ; des actions de recherche sur cette question sont en cours d'élaboration ;
- ceci nécessite également de tenir compte de l'adaptation stationnelle ; au niveau espèce, mais aussi au niveau intra-spécifique (qualité génétique) dans les nouvelles populations issues du processus de colonisation ; des études en cours dans le même contexte permettent de simuler la structure génétique de ces populations en fonction de la dynamique démographique et de la position des sources (Dreyfus et al., 2005b, module VentouG de Capsis) ; des perspectives s'ouvrent aussi sur la prise en compte d'effets génétiques quant à l'adaptation - et à la pérennité à long terme - de ces nouveaux peuplements.
- en-dehors de simulations d'intérêt stratégique ou théorique sur des situations-types fictives, le résultat de la simulation d'une option de gestion sur une forêt donnée est d'autant plus pertinent que l'information initiale (départ de la simulation) est plus réaliste et riche ; chercheurs et gestionnaires ont des progrès à accomplir en commun sur la mise au point de méthodes de description (diagnostic) de peuplements, sur des surfaces vastes, méthodes restant compatibles avec les contraintes de la gestion opérationnelle et qui permettraient des pronostics encore plus pertinents.

## Discussion

Nous avons vu dans cet article comment la construction et l'utilisation de modèles pouvaient effectivement faciliter le travail des gestionnaires forestiers.

Tout d'abord, les modèles forestiers permettent d'obtenir des prédictions d'évolution des peuplements dans des cas de figure complexes où les tables de production sont insuffisantes, en intégrant par exemple les changements de productivité, ou en considérant des peuplements irréguliers ou mélangés. Ensuite, les modèles rendent possible une comparaison rapide de plusieurs scénarios sylvicoles, ce qui aurait demandé auparavant de longues années d'expérimentation. Cette utilisation est tout particulièrement indiquée lors de la rédaction des guides de sylviculture. Enfin, nous avons vu que la modélisation permet également d'intégrer des phénomènes à plus large échelle de temps et d'espace, comme la colonisation successive d'un espace par différentes espèces, qu'il nous est difficile d'appréhender autrement. Notons en outre que les simulateurs de dynamique forestière se sont avérés d'excellents outils pédagogiques, pour la formation initiale ou continue, en facilitant la représentation des peuplements, par exemple dans des expériences de marteloscope, ou en permettant aux étudiants de tester et de comparer plusieurs itinéraires sylvicoles.

En France, plusieurs modèles forestiers sont déjà utilisés par les gestionnaires comme outils d'aide à la décision, notamment les modèles à l'échelle des peuplements qui correspondent à des peuplements réguliers. Ainsi, ces modèles aident aujourd'hui l'Office National des Forêts à construire des guides de sylviculture par essence et par grandes régions biogéographiques (Perot & Ginisty, 2004). Les modèles plus élaborés, concernant les peuplements irréguliers ou mélangés, sont par contre encore le plus souvent des objets de recherche, pour lesquels un effort de diffusion est souhaitable. Toutefois, on peut s'attendre à ce que l'utilisation de modèles comme outils d'aide à la décision s'amplifie dans les années à venir, notamment avec le développement de plates-formes de simulations conviviales, éventuellement liées à des Systèmes d'Information Géographique et à d'autres systèmes de gestion de bases de données.

L'utilisation d'une plate-forme de simulation est essentielle pour faciliter la construction et la diffusion des modèles.

Dans les trois applications présentées dans cet article, nous avons utilisé des modèles intégrés dans la plate-forme logicielle Capsis (de Coligny et al., 2004). Ces exemples permettent d'illustrer l'avantage de telles plate-formes, à la fois dans la phase de construction des modèles, et dans la phase d'utilisation.

En ce qui concerne la phase de construction des modèles, le principal avantage de Capsis réside dans la dynamique de co-développement mis en place autour de la plate-forme. Capsis est une plate-forme modulaire (figure 5) écrite en java : autour d'un noyau développé par l'informaticien responsable du projet,

viennent s'articuler des modules (1 par modèle), des extensions (pour visualiser les données), des bibliothèques (regroupant des outils spécifiques partagés), et des pilotes (pour lancer les simulations via l'interface écran ou en mode script). Chaque modélisateur a une grande autonomie sur son module, dont il est responsable, et bénéficie à ce titre d'une formation spécifique, mais il n'a pas à s'inquiéter du développement du noyau ou des interfaces. En outre, la modularité facilite le partage et la réutilisation du code informatique d'un module à l'autre. Dans les cas les plus simples, on peut même créer un nouveau module en faisant une copie d'un module existant et en adaptant les équations du modèle.

L'utilisation des modèles hébergés dans la plate-forme est également grandement facilitée parce qu'ils sont simulés à partir de la même interface, avec les mêmes repères, et le même vocabulaire. Un utilisateur, qu'il soit chercheur ou gestionnaire, n'est pas dépaycé en passant d'un modèle à l'autre : si il sait utiliser un module il peut sans difficultés réaliser des simulations avec les autres modules. Cette pérennisation d'une interface conviviale, et plus largement de l'environnement de simulation, joue un rôle important dans l'appropriation par les utilisateurs des outils de simulation, qui peuvent dans d'autres cas paraître rébarbatifs. En outre, chez les modélisateurs, la dynamique du projet et le partage de la plate-forme a mis en place une réelle animation scientifique qui, au delà des questions d'implémentation, fait émerger des questions de fond sur nos objets d'étude.

La confrontation des modèles aux besoins des utilisateurs nous renvoie aussi des questions, qui préfigurent les perspectives de recherche pour les modélisateurs forestiers.

Durant ces quinze dernières années l'effort de construction des modèles a essentiellement porté sur les peuplements réguliers. Or les peuplements hétérogènes couvrent plus de 50% de la surface forestière française (IFN, 2000) et représentent un enjeu croissant au niveau écologique et social. La première priorité semble donc être de modéliser efficacement des peuplements de plus en plus complexes, et en particulier des peuplements mélangés, qui sont aujourd'hui considérés comme des objectifs de gestion pour favoriser la diversité et la résilience des écosystèmes forestiers, et présentent aussi des intérêts en terme de production. Pour pouvoir utiliser efficacement ces modèles, il faudra être capable de gérer les changements d'échelle, à la fois pour les processus dynamiques simulés et pour les données d'entrées disponibles.

Une deuxième priorité semble être de coupler ces modèles à d'autres processus biologiques, à l'image de ce qui a été réalisé pour la qualité du bois : des modèles de végétation, de biodiversité, de gibier, de flux biogéochimiques, ou encore des modèles économiques.

Enfin, si on souhaite pouvoir réaliser des simulations à plus long terme, il sera indispensable d'améliorer notablement les modèles de régénération et de mortalité, mais aussi d'étudier plus précisément les problèmes de validation et de cumul d'erreur lors des simulations, notamment pour les modèles à composantes stochastiques.

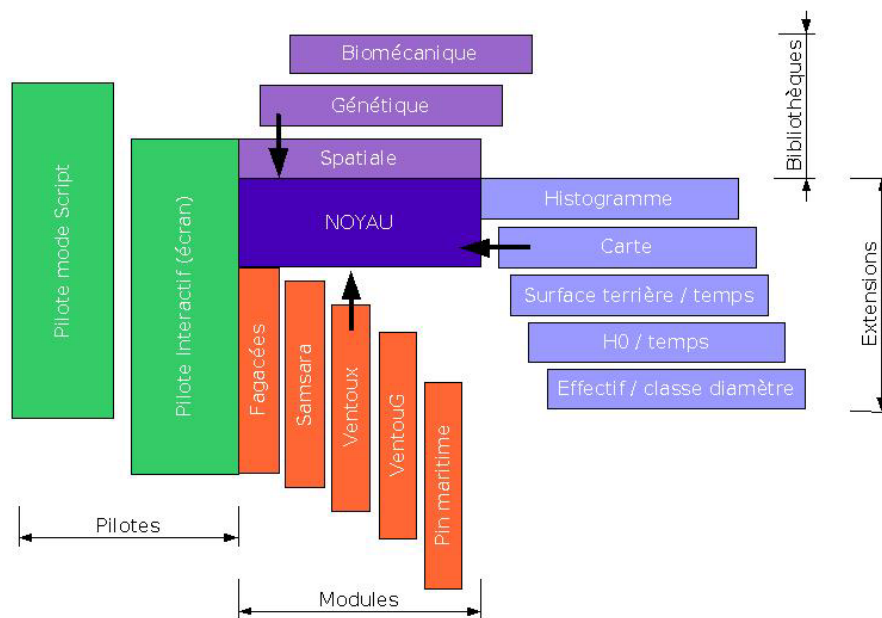


Figure 5 : Architecture de la plate-forme Capsis

Notons enfin qu'il est essentiel de garder à l'esprit les principales limites de la démarche de modélisation pour assurer une bonne utilisation des modèles.

Un modèle est une représentation simplifiée de la réalité : quel que soit son niveau de précision, il ne peut remplacer l'objet réel qu'il modélise. Un peuplement forestier réel sera toujours plus complexe, et plus riche, que les résultats de simulation des modèles. Il y aura toujours des événements imprévisibles, comme une tempête, une maladie, ou un changement climatique, qui n'auront pas été inclus dans le modèle, même si celui-ci comporte une composante stochastique. Les résultats des simulations des modèles forestiers doivent donc être vus comme des compléments à l'expertise et à la connaissance des forestiers, et n'ont pas vocation à les remplacer.

La construction et l'utilisation de modèles de prédiction nécessitent également un grand nombre de données, à la fois pour l'estimation des paramètres (l'ajustement), la confrontation des résultats à la réalité (la validation), et enfin la définition des états initiaux des simulations. Ce besoin en données est d'autant plus grand que le modèle est complexe. L'utilisation de modèles ne nous affranchit donc pas de l'installation de dispositifs expérimentaux, elle peut par contre nous aider à mieux utiliser les données existantes et à optimiser l'installation de nouveaux dispositifs pour répondre à une question précise.

Un modèle est en général construit pour répondre à un objectif précis, et dans un domaine de validité particulier, qui dépend des données utilisées pour son ajustement et sa validation. Toute utilisation d'un modèle pour un autre objectif, ou en dehors de son domaine de validité, risque fort de donner de mauvais résultats. Par exemple, on ne peut pas utiliser un modèle de croissance à court terme de peuplements réguliers d'épicéas du nord-est de la France pour simuler l'évolution à long terme de pessières irrégulières dans les Alpes : même si certains processus de base (croissance, mortalité, compétition) sont communs à ces deux groupes de situation, d'autres s'y ajoutent (régénération) et l'importance relative de chacun d'eux diffèrent. En conjonction avec d'importantes différences climatiques et de fertilité des sols, ces mécanismes produisent au bout du compte des structures et des patrons d'évolution tout à fait dissemblables.

Enfin, notons que l'interprétation des résultats de simulation est parfois délicate. C'est tout particulièrement le cas avec les modèles stochastiques, qui prennent en compte certains phénomènes aléatoires, et produisent une certaine variabilité d'une simulation à l'autre (cf. par ex., Goreaud et al., 2005). Pour de tels modèles complexes, il est nécessaire de développer des outils d'analyse adaptés, comme par exemple utiliser un grand nombre de simulations de Monte Carlo pour définir des intervalles de confiance pour ces résultats de simulation.

## Conclusion

Dans cet article, nous avons illustré comment les modèles forestiers peuvent être utiles à la gestion et à l'aménagement forestier : ils permettent notamment de prédire l'évolution d'une parcelle, de comparer des scénarios sylvicoles, ou encore de considérer des surfaces plus grandes sur des temps plus longs. Dans certains cas complexes, l'usage de modèles est même indispensable.

Cependant, l'utilisation d'un modèle n'est pas toujours simple, et un apprentissage est nécessaire pour bien maîtriser leurs limites. Nous pensons donc qu'un partenariat fort entre les chercheurs et les gestionnaires est indispensable pour permettre aux modèles forestiers de jouer pleinement leur rôle en tant qu'outils d'aide à l'aménagement et à la gestion forestière.

**Remerciements :** Les applications présentées dans cet article ont été en partie financées par le ministère français de l'agriculture et de la pêche, le programme Biodiversité et Gestion Forestière (GIP ECOSystèmes FOREstiers et Ministère français en charge de l'Environnement), et le Bureau des Ressources Génétiques (GIS).

## Bibliographie

- Bontemps, J.D.; Vallet, P.; Hervé, J.C.; Rittié, D.; Dupouey, J.L.; Dhôte, J.F. 2005. Des hêtraies qui poussent de plus en plus vite : vers une forte diminution de leur âge d'exploitabilité ? *Revue Forestière Française*, LVII (2) : 123-142.
- Courbaud, B. 1997. Modélisation de l'éclaircissement et de la croissance de l'épicéa (*Picea abies* L. Karst) en forêt irrégulière de montagne. *Thèse*, Lyon I. 236 p.
- Courbaud, B.; de Coligny, F.; Cordonnier, T. 2003. Simulating radiation distribution in a heterogeneous Norway spruce forest on a slope. *Agricultural and Forest Meteorology*, 116(1) : 1-18.
- Courbaud, B.; Goreaud, F.; Dreyfus, Ph.; Bonnet, F.R. 2000. Sylviculture et modèle de croissance dépendant des distances : mise en oeuvre du logiciel CAPSIS 3.0 sur des pessières irrégulières de montagne. *Revue Forestière Française*, LII (5) : 425-440.
- Courbaud, B.; Goreaud, F.; Dreyfus, Ph.; Bonnet, F.R. 2001. Evaluating thinning strategies using a Tree Distance Dependent Growth Model : some examples based on the CAPSIS software "Uneven-Aged Spruce Forests" module. *Forest Ecology and Management*, 145 : 15-28.
- de Coligny, F.; Ancelin, P.; Cornu, G.; Courbaud, B.; Dreyfus, Ph.; Goreaud, F.; Gourlet-Fleury, S.; Meredieu, C.; Orazio, C.; Saint-André, L. 2004. Capsis: Computer-Aided Projection for Strategies In Silviculture: Open architecture for a shared forest-modelling platform. *Actes du colloque IUFRO : Working Party S5.01-04 conference (September 2002), Harrison, British Columbia, Canada* : 371-380. (téléchargeable à : <http://capsis.free.fr>)
- de Turckheim, B.; Bruciamacchie, M. 2005. La futaie irrégulière - Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature. *Edisud*. 286 p.
- Dhôte, J.F. 1995. Définition de scénarios d'éclaircie pour le Hêtre et le Chêne. *Revue Forestière Française*, numéro spécial 1995 «Modélisation de la croissance et de la qualité des bois», XLVII : 106-110.
- Dreyfus, Ph.; Bonnet, F.R. 1996. CAPSIS (Computer-Aided Projection of Strategies in Silviculture) : an interactive simulation and comparison tool for tree and stand growth, silvicultural treatments and timber assortment. Connection between silviculture and wood quality through modelling approaches and simulation software. *Actes du colloque IUFRO : WP S5.01-04 second workshop, Berg-en-Dal, Kruger National Park, South Africa. August 26-31, 1996* : 57-58.



- Dreyfus, Ph.; Curt, T.; Rameau, J.C. 2005a. Le Hêtre : dynamiques de recolonisation. *Revue Forestière Française*, LVII (2) : 189-200.
- Dreyfus, Ph.; Pichot, C.; de Coligny, F.; Gourlet-Fleury, S.; Cornu, G.; Jéssel, S.; Dessard, H.; Oddou-Muratorio, S.; Gerber, S.; Caron, H.; Latouche-Hallé, C.; Lefèvre, F.; Courbet, F.; Seynave, I. 2005b. Couplage de modèles de flux de gènes et de modèles de dynamique forestière. *Un dialogue pour la diversité génétique - Actes du 5ème colloque national BRG, Lyon, 3-5 novembre 2004 - Les Actes du BRG n°5 (sous presse)* : 8 pp.
- Dubourdieu, J. 1997. Manuel d'aménagement forestier : gestion durable et intégrée des écosystèmes forestiers. *ONF, Paris* : 244 p.
- Dupouey, J.L.; Dhôte, J.F.; Ranger, J.; Granier, A.; Guehl, J.M. 2005. Un patrimoine en évolution. In « *Forêts d'Europe* », *Textes et Documents pour la Classe, CNDP, Paris (France)*, 890 : 6-11.
- ENGREF; INRA; ONF. 1984. Tables de production pour les forêts françaises. - 2ème édition revue par B. Vannié. *Nancy, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts* : 160 p.
- Franc, A.; Houllier, F. 1989. Etude des relations entre milieu et production. Quelques critères de choix des méthodes. In "Station forestière, production et qualité des bois : éléments méthodologiques.". Buffet et Girault (ed.), *CEMAGREF* : 13-49.
- Goreaud, F.; Courbaud, B.; de Coligny, F. 2005. How long does the spatial structure of an initial state influence the dynamics of a forest growth model ? A simulation study using the Capsis platform. *Actes du colloque : Open International Conference on Modeling and Simulation - OICMS 2005, 13-15 June 2005, Clermont Ferrand (France)* : 217-230.
- Houllier, F. 1991. Analyse et modélisation de la dynamique des peuplements forestiers : application à la gestion des ressources forestières. *Mémoire pour l'obtention de l'Habilitation à Diriger les Recherches, Université Claude Bernard – Lyon 1* : 75 p.
- Houllier, F.; Bouchon, J.; Birot, Y. 1991. Modélisation de la dynamique des peuplements forestiers : état et perspectives. *Revue Forestière Française*, XLIII(2) : 87-108.
- IDF. 2003. Peuplements irréguliers et mode de traitement irrégulier. *Dossier du numéro spécial de la revue Forêt Entreprise n° 151, juin 2003*.
- IFN. 2000. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. *IFN, Ministère de l'agriculture et de la pêche* : 129p.
- Jarret, P. 2004. Guide des sylviculture de la chênaie atlantique. *ONF* : 335 p.
- Lanner, R.M. 1985. On the insensitivity of height growth to spacing. *Forest Ecology and Management*, 13 : 143-148.
- Leban, J.M. 1995. Estimations des propriétés des sciages d'une ressource forestière : application à l'Epicéa commun (*Picea abies* Karst.). *Revue Forestière Française XLVII(n°sp)* : 131-140.
- Loustau, D. (éd.). 2004. Séquestration de Carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles. *Rapport Final Projet GICC 2001 "Gestion des impacts du changement climatique" et Convention GIP ECOFOR n° 3/2001, Juin 2004, INRA, Bordeaux-Pierroton (France)* : 137 p.
- Meredieu, C.; Dreyfus, Ph.; Riou-Nivert, Ph. 2001a. Des modèles de croissance et de branchaison pour le pin laricio. *Forêt Entreprise*, 137 : 25-31.
- Meredieu, C.; Dreyfus, Ph.; Riou-Nivert, Ph. 2001b. L'apport de la modélisation pour le sylviculteur de pin laricio. Simulation de scénarios sylvicoles. *Forêt Entreprise*, 137 : 38-46.
- Muetzelfeldt, R.; Massheder, J. 2003. The Simile visual modelling environment. *European Journal of Agronomy*, 18 : 345-358.
- Pardé, J.; Bouchon, J. 1988. Dendrométrie - 2ème édition. *ENGREF* : 328 p.
- Pavé, A. 1994. Modélisation en biologie et en écologie. *Aléas, Lyon* : 560 p.
- Perot, T.; Ginisty, C. 2004. Bilan et perspectives sur les modèles de croissance, de dynamique forestière et de qualité des bois. *Rapport de convention Cemagref/DGFAR, Cemagref* : 190p.
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Dursky, J. 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management*, 162 : 3-21.
- RFF. 1999. L'aménagement forestier hier, aujourd'hui, demain. *Numéro spécial de la Revue Forestière Française, 1999*.
- Spellmann, H. 1992. Concepts for mixed stand studies. *Actes du colloque IUFRO : the IUFRO conference, held in Berlin-Eberswalde, 1992*. 10 p.
- Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J.P. (éd.). 1996. Growth trends in European forests. *Springer Verlag, Berlin* : 372 p.

## CONSERVATION ET RESTAURATION DE LA FORÊT TROPICALE DU PANAMA : enjeux et pistes de solutions

Simon Bilodeau Gauthier<sup>12</sup> et Pascal Côté<sup>1</sup>, <sup>1</sup> Département des sciences biologiques, Faculté des sciences, Université du Québec à Montréal, Case postale 8888, Succursale Centre-ville, Montréal (Québec), H3C 3P8, <sup>2</sup> Centre Saint-Laurent, 105 rue McGill, 7<sup>e</sup> étage, Montréal (Québec), H2Y 2E7 Courriels : [simon.bgauthier@gmail.com](mailto:simon.bgauthier@gmail.com) / [mr\\_cote99@hotmail.com](mailto:mr_cote99@hotmail.com)

---

**Résumé :** Le Panama, pays davantage connu pour son célèbre canal, est aussi le berceau d'une biodiversité extraordinaire. Toutefois, à l'instar d'un nombre grandissant de pays situés dans les Tropiques, le Panama fait face à une déforestation extensive depuis le milieu des années 1950. Or pour contrer cette tendance, la partie s'annonce difficile. En effet, l'agriculture itinérante qui est la principale cause de la disparition des forêts panaméennes tend à augmenter en superficie avec l'accroissement de la population. Les petits propriétaires terriens, en grande partie responsable de cette situation, sont loin d'être de mauvaise foi. Avec plus de 60% de la population rurale vivant sous le seuil de la pauvreté, il s'agit ici davantage de survie que d'exploitation à des fins mercantiles. Toutefois, la partie n'est pas encore jouée : 25% du territoire est déjà en aires protégées, et plusieurs projets de reforestation (plantations) et d'agroforesterie ont été mis en place au courant des dernières décennies afin d'offrir une alternative durable aux agriculteurs. Malgré le potentiel énorme de ces alternatives, plusieurs contraintes limitent encore leur utilisation à grande échelle. D'abord, le coût d'implantation est souvent au-delà des moyens financiers des agriculteurs et les besoins des populations locales sont trop peu considérés à priori. De ce fait, nous avons tenté d'apporter, non pas des solutions car elles existent déjà, mais une évaluation des pistes possibles à suivre pour favoriser le succès de tels projets.

**Mots-clés :** Panama, déforestation, reforestation, agroforesterie, plantation d'arbres, culture sur brûlis, développement durable.

**Abstract :** Although Panama is better known for its famous transoceanic canal, it is also the cradle of extraordinary biodiversity. However, as is the case in a growing number of tropical countries, it has also been subjected to extensive deforestation since the mid-1950s. Counteracting this trend will not likely be an easy task. For one, a growing population is increasing the adoption of shifting cultivation practices, a major cause of Panamanian forest destruction. Small landholders, while mainly responsible for this situation, are certainly not acting with bad intent. In considering that 60% of the rural population is living in poverty, it is clear that motivations for such actions relate to survival rather than profit. Nonetheless, not all is lost: 25% of the territory is protected, and several reforestation (plantation) and agroforestry projects have been undertaken in the last decades in order to offer a sustainable alternative to farmers. Despite the enormous potential of these alternatives, many obstacles still challenge and limit their widespread use. The starting costs are often beyond the farmers' financial means, and the local populations' needs are rarely consulted beforehand. Since solutions to the deforestation issue already exist, we have focused our attention on evaluating the different ways of increasing the success of the aforementioned alternative projects.

**Keywords:** Panama, deforestation, reforestation, agroforestry, tree plantation, slash-and-burn agriculture, sustainable development.

---

### Introduction

#### *Le Panama : bien plus qu'un canal*

Lorsqu'on fait référence au Panama, quatrième pays d'Amérique centrale par sa superficie (75 517 km<sup>2</sup>), le premier élément qui vient à l'esprit de beaucoup de gens est son canal qui permet une liaison entre les océans Atlantique et Pacifique. L'importance économique de ce corridor de transport maritime ainsi que la riche histoire qui y est associée justifient bien la reconnaissance qu'il apporte au pays (Montero, 2005). En effet, le canal, qui a

coûté la vie à plus de 6 000 travailleurs pendant sa construction, permet le déplacement de près de 37 navires par jour (Condit *et al.*, 2001), au coût moyen de 30 000 dollars US. Les différentes activités économiques liées au canal, dont la zone franche de Colon, constituent ainsi une part considérable du secteur tertiaire, qui à lui seul représente près de 80% du produit intérieur brut panaméen, soit 16,4 milliards de dollars US en 2004 (CIA, 2005; Margiotta, 1998). Toutefois, le Panama est beaucoup plus qu'un pays de transit pour les cargos marchands, il constitue également une priorité en termes de conservation à l'échelle planétaire.



Figure 1. Carte politique du Panama avec ses neuf provinces administratives et la Comarca de Kuna Yala (qui porte ici le nom de San Blas). CIA 1995.

### La biodiversité du Panama

Le nombre d'espèces qu'on y retrouve ainsi que le taux élevé d'endémisme ont valu à deux régions du pays d'être classées comme « hot spot » de la biodiversité (Myers *et al.*, 2000). Le hot spot dit *mésaméricain*, situé à l'est du pays, rencontre dans la région du canal celui du *Choco/Darien/Équateur occidentale* qui englobe principalement les provinces de Panama et du Darien, (rappelons que l'isthme suit un axe est-ouest et non nord-sud, voir figure 1) (Parker *et al.* 2004). À la grandeur du pays, les estimés actuels font état de plus de 10 000 espèces de plantes dont 1500 endémiques, 957 espèces d'oiseaux, 259 espèces de mammifères et 229 espèces de reptiles (figure 2). Selon Barthlott *et al.* (1996), le Panama possède ainsi plus d'espèces de plantes par 10 000 km<sup>2</sup> que toute autre région du monde. À des fins de comparaison, mentionnons que la diversité des plantes vasculaires au Canada est évaluée à 3269 espèces (Scoggan, 1978), soit le tiers de celle du Panama qui, en superficie, équivaut à 0,8% de ce premier pays.

Or cette diversité si élevée est en grande partie due à trois facteurs majeurs, soient la position géographique du pays, son histoire géologique et sa variété d'habitats (Parker *et al.*, 2004). En effet, l'émergence de l'isthme il y a plus de 3 millions d'années a été un événement des plus importants pour la dispersion des espèces tant à l'échelle régionale que continentale (Ramirez, 2003). Le Panama est alors devenu le premier pont entre deux mondes très différents : l'Amérique du Nord qui originait de Laurasia (en lien avec l'Europe et l'Asie) et l'Amérique du Sud qui provenait plutôt du Gondwana (en lien avec l'Australie et l'Afrique) (Leigh, 1999). Les biomes qui se

sont par la suite développés ont ainsi été le lieu de rencontres d'espèces provenant des deux continents. Ainsi, la majorité des espèces floristiques et d'insectes qui sont présentes de nos jours au Panama ont dérivé d'Amérique du Sud, contrairement à certains mammifères tels que les écureuils, pécaris, chevreuils, tapirs et quelques espèces de carnivores qui ont colonisé cette région à partir du Nord (Gentry, 1982; Simpson, 1980).

Toutefois, ce mélange d'espèces n'explique pas à lui seul la richesse des forêts du Panama telle qu'observée actuellement. La variabilité topographique du territoire, particulièrement élevée dans cette région du monde, a un rôle non négligeable à cet égard. La présence d'une chaîne de montagne (« continental divide ») relativement imposante au centre du pays a pour effet de créer une discontinuité climatique à l'échelle régionale. À l'instar de plusieurs régions à travers le monde, les variations de température et de précipitations découlant de cette barrière géographique expliquent la distribution et la diversité des espèces et des communautés à l'échelle locale et régionale (Spurr et Barnes, 1980). Et ses variations sont loin d'être mineures. En effet, alors que l'ensemble du pays vit annuellement une période sèche (de janvier à mai) et une saison humide (de mai à janvier), les divergences au niveau du régime de précipitation entre la côte Pacifique et Atlantique sont significatives (1500-3500 mm de pluie du côté Atlantique et 1140-2290 mm du côté Pacifique). Pour certaines régions montagneuses près de la frontière costaricaine, l'air chargé d'humidité provenant de la mer des Caraïbes peut déverser plus de 4000 mm de pluie par année (Parker *et al.*, 2004). Tout ceci a fait en sorte qu'on retrouve aujourd'hui au Panama 12 des 30 zones de vie présentes sur la planète, telles que définies par Holdridge (1967).

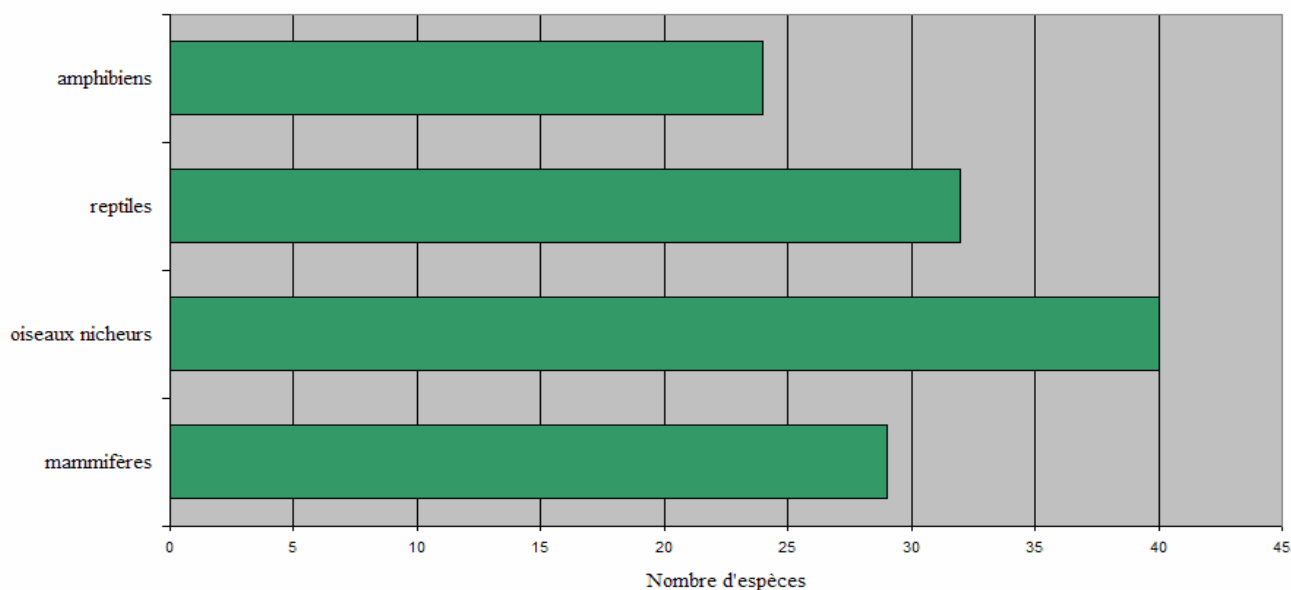


Figure 2. Nombre d'espèces endémiques par 10 000 km<sup>2</sup> au Panama, tiré d'EarthTrends 2003

Face à cette incroyable diversité, l'émerveillement est probablement un sentiment naturel. Or la réalité oblige à s'inquiéter du sort réservé à toutes ces espèces. Le statut de plusieurs d'entre elles est devenu précaire au cours des dernières années. Selon l'Autorité Nationale de l'Environnement du Panama (*Autoridad Nacional del Ambiente* ou ANAM, 2000), 483 espèces de plantes sont incluses dans l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces en danger (CITES). De plus, 192 espèces de plantes vasculaires sont considérées comme menacées selon les critères établis par l'Union Internationale de Conservation de la Nature (UICN; EarthTrends, 2003). Un relevé non officiel fait état de plus de 200 espèces d'oiseaux se trouvant dans la même situation.

### Principaux enjeux autour de la forêt tropicale du Panama

#### La déforestation

##### *Historique et état actuel*

À l'instar de la majorité des forêts en milieu tropical, la principale menace pesant sur ces espèces est la déforestation. Selon divers estimés à l'échelle planétaire, une moyenne de 21 millions d'hectares de forêts tropicales sont convertis de façon permanente chaque année, ce qui signifie que près de 1,2% des forêts en milieu tropical sont coupées ou détruites annuellement (Laurance, 1999). Au Panama, ce taux annuel moyen pour les 50 dernières années s'élève à un peu moins de 0,5% (figure 3). Certaines régions ont toutefois été plus éprouvées que d'autres, ce qui est le cas notamment des provinces de Los Santos et de Herrera, situées à l'ouest du canal et qui n'ont plus que 7,38% et

3,99% de couvert forestier (Parker *et al.*, 2004). Malgré une importante protection, le bassin versant du canal a également subi des pertes significatives au cours des dernières décennies. Des images satellites, prises entre les années 1980 et 1998, ont montré qu'annuellement 1,7 à 3% des forêts du bassin versant ont été transformées en pâturage, en champs agricole ou en végétation arbustive, pendant que 0,2% de ces forêts ont fait place à l'urbanisation (Panama Canal Watershed Monitoring Project, 1999).

Il n'en demeure pas moins que 45% du territoire panaméen est encore sous couvert forestier, ce qui surpasse largement la situation vécue par la majorité des hot spots au niveau mondial, comme les Andes tropicales à 25% et la forêt atlantique brésilienne à 7,5% (FAO, 2004; Myers *et al.*, 2000). Cette différence notable s'explique en partie par le fait que le problème de la déforestation est récent au Panama. Contrairement à d'autres régions du nouveau monde, telles que la forêt atlantique brésilienne, qui ont vu disparaître dès l'arrivée des colons européens des pans importants de la forêt au profit de l'agriculture (Fonseca, 1985), le Panama n'a connu une déforestation accrue qu'à partir de la deuxième moitié du XXe siècle. Malgré la présence humaine depuis 11 000 ans dans certaines régions du pays et la mise en place rapide d'un système agricole du type « culture sur brûlis » (Piperno *et al.*, 1991), il semble que les impacts de ces activités sur la forêt à l'échelle régionale aient été mineurs. Une étude paléocologique menée par Bush et Colinvaux (1994) dans le Darien laisse croire que la biodiversité locale aurait été maintenue malgré 4000 ans d'agriculture indigène. Néanmoins, Martin (1973, 1984) attribue l'extinction de la mégafaune typique du Pléistocène, tel que des

paresseux terrestres et des espèces de singes de plus de 25 kg, à l'irruption d'humains chasseurs lors de cette période, il y a plus de 10 000 ans. Alors qu'il existe toujours un débat à savoir si la disparition de ces mammifères a eu des conséquences importantes sur l'écosystème (au niveau de la dispersion des graines par exemple), les questions liées aux causes et impacts de la déforestation depuis la période industrielle sont davantage soulevées à l'heure actuelle.

### Causes principales de la déforestation au Panama

#### L'agriculture itinérante

La perte de 25% des forêts du Panama depuis 1947 doit être attribuée en grande partie à l'augmentation de la population. S'élevant à plus de 2,8 millions d'habitants en 2000, dont 58% en milieu urbain (FAO, 2004), la population a subi une croissance de l'ordre de 3% dans les années 1970 et de 1,7% entre 1995 et 2000 (Velarde, 2004). Cette augmentation substantielle du nombre d'habitants a eu plusieurs conséquences et cela tant sur la qualité de vie des gens que sur l'état de la forêt. Tout d'abord, en milieu rural, le mode de vie des petits propriétaires terriens a été grandement influencé par la pression démographique. Alors que ces derniers ont pratiqué pendant des milliers d'années

l'agriculture itinérante de façon durable, ce type d'agriculture traditionnelle est devenu en moins d'un siècle l'une des principales causes de déforestation.

L'accroissement de la demande pour des terres cultivables de façon à répondre aux besoins alimentaires et en bois, combiné à une diminution de la disponibilité de ces terres (transformation en aires protégées ou sols trop dégradés), n'ont laissé que deux options aux agriculteurs. La première est d'augmenter les aires en culture déjà sous propriété et la seconde est de diminuer le temps de jachère entre les cultures (Fischer et Vasseur, 2000). Ceci a mené à une perte continue de la productivité des sols, ce qui a poussé les agriculteurs à migrer vers de nouveaux territoires et a entraîné conséquemment une déforestation extensive. Le patron classique suivi par de nombreux paysans est une émigration des zones les plus dégradées (provinces de Chiriqui, Coclé, Los Santos et Herrera) vers les régions forestières (provinces du Darién et de Bocas del Toro) ou urbaines (Panama et Colón). Ainsi, en une décennie (de 1986 à 1996), les provinces du Darién, de Bocas del Toro et de Panama ont respectivement vu leur population grimper de 65, 75 et 32% (Margiotta, 1998).

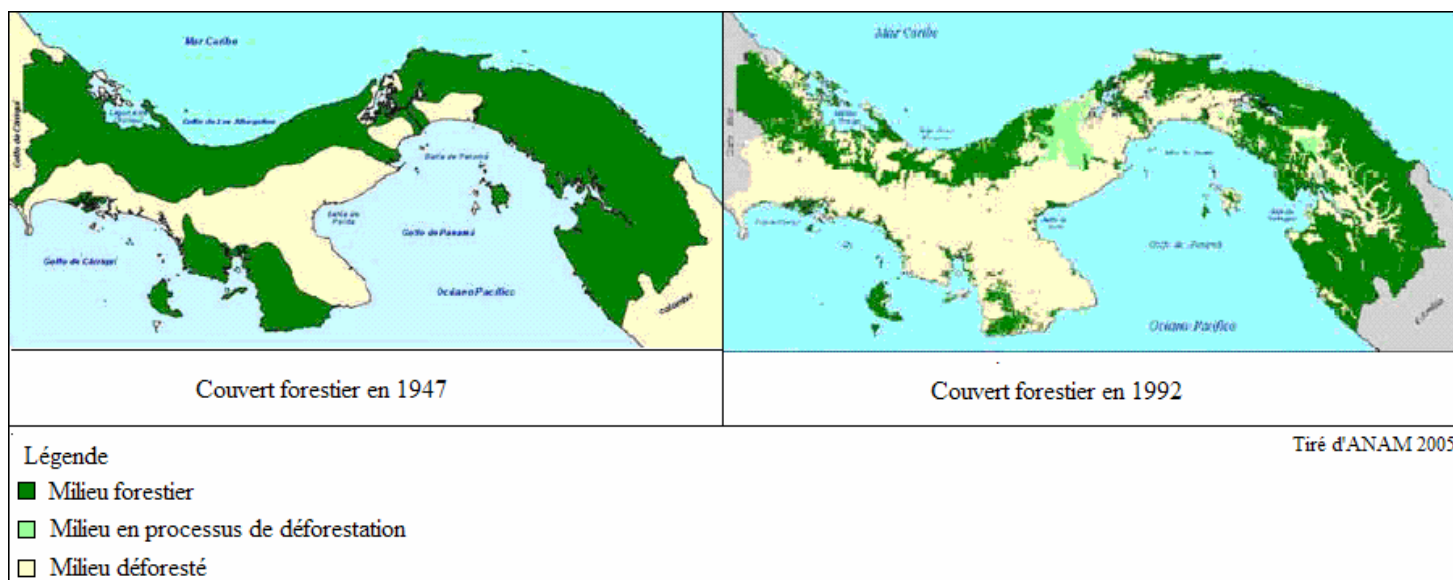


Figure 3. Évolution de la déforestation au Panama au courant du XXe siècle.

En plus d'être largement responsable de la disparition de plus de 51 000 ha de forêt en moyenne chaque année au pays (INRENARE, 1995), ce cercle vicieux contribue aussi à exacerber les problèmes socioéconomiques des agriculteurs (Fischer et Vasseur, 2000). En effet, la faible productivité associée à l'agriculture itinérante ne permet pas généralement aux petits propriétaires terriens de subvenir pleinement à leurs besoins. Il devient donc difficile à la population rurale, dont plus de 60% vit dans la pauvreté (avec de graves problèmes de malnutrition et de santé), d'améliorer sa qualité de vie. Ceci est d'autant plus grave considérant la distribution inégale des terres au Panama. Actuellement, 47% des paysans cultivent des terres de moins d'un hectare et ne contrôlent communément que 0,5% de la surface totale des terres présentement exploitées, tandis que 0,8% des fermiers possèdent chacun 200 hectares ou plus et contrôlent à eux seuls 37% du territoire (Fischer et Vasseur, 2000). Cette asymétrie socioéconomique entre les paysans pauvres pratiquant l'agriculture de subsistance et les riches propriétaires membres de l'élite, combinée à la tendance lourde de la diminution de la superficie terrestre par habitant, qui est passée de 5 ha/personne en 1970 à moins de 3 ha/personne en 2000 (Velarde, 2004), ne permet pas d'envisager un redressement significatif de la situation à court terme.

### Le réseau routier

Le développement du réseau routier est un élément indissociable de la colonisation de nouveaux territoires telle que pratiquée par les paysans et qui a aussi de graves conséquences sur le milieu forestier. Le principal impact de l'extension des routes est le développement humain qu'elle entraîne. De plus, la route fragmente l'habitat, ce qui contribue directement, par insularisation, au déclin de la diversité biologique (Underhill et Angold, 2000; Wilcox, 1980). Une fois la construction terminée, le flux automobile affecte ensuite plusieurs éléments de l'écosystème, d'abord par une augmentation de la poussière et le rejet de polluants (monoxyde de carbone, métaux lourds, oxydes d'azote, etc), ce qui nuit entre autres à la photosynthèse, à la respiration et à la croissance des plantes (Angold, 1997; Farmer, 1993). En second lieu, le flux constant de véhicules provoque une augmentation importante de la mortalité chez plusieurs espèces fauniques (Ashley et Robinson, 1996).

Au Panama, la situation à cet égard n'est guère réjouissante. Durant la dernière décennie, quelques réserves ont été réduites ou fragmentées suite à l'application de lois spéciales visant à autoriser le développement du réseau routier. Ce fut notamment le cas en 1995 du Parque Natural Metropolitano à Panama City qui s'est vu amputé d'une section de son territoire au profit du Corredor Norte, une voie express qui lie la métropole à l'autoroute Panama-Colon (Parker *et al.*, 2004). Complétée en 1947, l'autoroute Panama-Colon a également entraîné un développement urbain, industriel et agricole important dans la région du canal. Ceci a eu pour conséquence de mener à une déforestation plus extensive du versant Est du canal (Dale *et al.*,

2003). Le développement du réseau routier ne se limite toutefois pas à ces quelques exemples du passé, plusieurs projets sont dans la mire du gouvernement pour les prochaines décennies. Le projet visant à joindre Yaviza et la frontière colombienne pourrait avoir d'énormes impacts pour la conservation du milieu forestier dans la province du Darién, où 71% du territoire est encore couvert de forêts (Parker *et al.*, 2004).

### La foresterie

Avec l'adoption de la loi sur les forêts en 1994, le gouvernement panaméen s'est doté d'un système de zonage forestier qui divise le territoire selon trois types de fonction : (1) production, (2) protection et (3) conservation. Les deux premiers secteurs sont gérés par le Service Forestier sous la tutelle de l'ANAM, mais divergent dans le type d'aménagement qui y est pratiqué. La zone dite « de protection » ne vise pas seulement la récolte de bois, comme dans le secteur de « production », mais tente également de protéger les caractéristiques écologiques exceptionnelles du milieu. Quant à la zone de conservation, aucune activité de récolte n'y est tolérée.

En termes de superficie, l'aire dédiée à la production couvre 350 000 ha, soit moins du tiers de ce que couvre la zone de protection (1 117 662 ha). Du point de vue de la récolte, le gouvernement fonctionne selon un processus d'attribution de concessions dont la durée varie entre 2 et 5 ans. Dans les années 1980 et 1990, pas moins de 144 950 ha de forêts furent attribués à des compagnies forestières. Malgré cette grande superficie allouée à la coupe, seulement 22 000 ha ont pu être récoltés pour cette même période (Parker *et al.*, 2004). L'accessibilité restreinte de plusieurs concessions serait en partie responsable de cette situation.

Tout ceci montre bien que la foresterie au Panama ne représente pas, pour le moment, une menace aussi sérieuse que l'agriculture en ce qui a trait à la déforestation. En fait, dû à ses faibles taux de récolte, l'industrie forestière ne compose actuellement que 2% du PIB (Ramirez, 2003). Le Panama est également un importateur net de produits forestiers (84 millions \$US en importation vs 31 millions \$US en exportation en 1998) (FAO 2005a).

### Tentatives de médiation du problème

Nous avons vu jusqu'à présent que la forêt du Panama a souffert significativement de la déforestation dans les dernières décennies, et ce au nom du développement économique et du progrès social. Nous examinerons maintenant comment certaines initiatives furent mises en place dans l'optique de préserver la biodiversité ou de trouver une utilisation alternative et moins destructive de la forêt.

### *Aires de conservation*

Le Panama peut se vanter de posséder un vaste réseau d'aires de conservation couvrant près de 2 millions d'hectares, ce qui représente 25% du territoire (Parker *et al.*, 2004). Les abords du Canal de Panama sont particulièrement bien protégés, créant ainsi un corridor forestier entre le Pacifique et l'Atlantique, et assurant la pérennité du bassin versant du Canal (Condit *et al.*, 2001; Ibanez *et al.*, 2002).

Le Système National d'Aires Protégées (*Sistema Nacional de Areas Protegidas*, SINAP), un réseau de zones de conservation, a été mis en place en 1992 par l'Institut des Ressources Naturelles Renouvelables (*Instituto de Recursos Naturales Renovables*, INRENARE). Ce réseau inclut certaines zones qui existaient néanmoins bien avant cette date, telles que le Monument Naturel de Barro Colorado Island (1923) ou la Réserve de la Forêt de Fortuna (1970). Les 51 aires protégées que compte aujourd'hui le SINAP sont gérées par l'ANAM, une organisation gouvernementale créée en 1998 pour succéder à l'INRENARE (Parker *et al.*, 2004).

De plus, 8 aires protégées panaméennes ont obtenu des dénominations internationales : on retrouve ainsi 2 Réserves de la Biosphère (UNESCO) - qui ont aussi le titre de Site du Patrimoine Naturel Mondial (UNESCO) -, 2 Sites du Patrimoine Culturel Mondial (UNESCO), et 4 sites Ramsar (Convention internationale sur les milieux humides, signée en 1971 à Ramsar, en Iran) (Parker *et al.*, 2004).

Il semble toutefois que les frontières des aires protégées ne soient pas toujours respectées par les populations environnantes. En fait, dans certains cas, la création d'aires de conservation a nécessité l'expropriation des gens qui vivaient précédemment sur le territoire. Ces communautés, parfois indigènes, subsistent essentiellement grâce aux ressources naturelles du territoire (chasse, pêche, récolte de plantes), et leurs incursions à l'intérieur des limites des aires protégées sont généralement tolérées. Le braconnage et la coupe illégale sont monnaie courante, car la surveillance du territoire est inefficace ou inexistante (Condit *et al.*, 2001; Ibanez *et al.*, 2002; Leigh, 1999). L'établissement de zones de conservation reste toutefois un atout majeur pour freiner la déforestation (Bates et Rudel, 2000).

De nombreuses ONG sont actives au travers du pays, entre autres l'Association Nationale pour la Conservation de la Nature (*Asociación Nacional para la Conservación de la Naturaleza*, ANCON) et la Fondation NATURA. Ces associations civiles financent et/ou entreprennent des projets de conservation des milieux naturels, d'éducation relative à l'environnement et de développement durable. Elles travaillent aussi régulièrement en collaboration avec l'ANAM dans la gestion et l'établissement d'aires protégées (Parker *et al.*, 2004).

### *Lois*

La couverture forestière du territoire panaméen s'étendait encore à 91% aux alentours de 1850 (Arias Garcia, 2005). Après cette date, toutefois, l'essor de la colonisation des terres se fit largement au détriment des forêts, transformées alors en cultures ou pâturages. Ce développement agricole du pays se fit de manière plutôt désordonnée, laissant libre cours à une déforestation chaotique mais extensive (Heckadon et McKay, 1984; Ramirez, 2003). Avant les années 1950, les lois concernant l'attribution et la propriété des terres étaient pratiquement inexistantes : une parcelle de terrain devenait donc disponible pour quiconque prenait la peine de la défricher et de cultiver (US Library of Congress, 2005).

Les premières lois nationales sur la protection de l'environnement remontent à 1967 et ne concernaient que la faune. Dès 1990, le Plan d'action en foresterie tropicale du Panama avait dans sa mire la réduction de la déforestation. En 1992, les Régulations et Incitations à la Reforestation mettaient en place le cadre de fonctionnement pour le reboisement et la plantation d'arbres. Tel que mentionné auparavant, la Loi sur la forêt fut institué en 1994, et cela dans une optique de conservation, de recherche et de développement durable de la ressource forestière. Le Panama approuva ensuite en 1995 la Convention régionale pour l'aménagement et la conservation des écosystèmes forestiers naturels et des plantations forestières, signée au Guatemala en 1993, et qui regroupe les pays d'Amérique Centrale pour l'élaboration de plans d'action et de politiques de développement de la foresterie. Enfin, l'Accord international sur le bois tropical, rédigé en 1994 et approuvé deux ans plus tard par le Panama, visait à promouvoir le commerce durable des espèces tropicales. Par ailleurs, le concept de certification forestière commence lentement à faire son chemin dans les milieux de l'industrie forestière panaméenne, tandis que le gouvernement songe à instaurer un système national de certification, mais pour l'instant la percée de cette forme de valorisation est plutôt limitée (Parker *et al.*, 2004).

Le Panama est un pays signataire au sein de plus de 21 accords internationaux - tels que la Convention sur la protection de l'héritage mondial, la Convention sur le commerce international des espèces en danger (CITES), la Convention internationale sur le bois tropical (1989), la Convention sur la biodiversité (CBD), et la Convention sur les milieux humides (RAMSAR) - ainsi que de multiples accords régionaux (Parker *et al.*, 2004).

L'ANAM est responsable de la gestion de toutes les ressources naturelles à l'échelle et jouit donc d'une influence considérable. Toutefois sa marge de manoeuvre est limitée puisqu'elle ne possède aucun pouvoir décisionnel dans les hautes sphères politiques. Par ailleurs, il est malheureux de constater que

l'ANAM est de temps à autre pointée du doigt pour des questions de corruption (Parker *et al.*, 2004).

### Plantations

Étant donné le type d'agriculture pratiqué en région tropicale (culture sur brûlis, rotation rapide, épuisement des sols, etc.), de nombreuses terres arables sont devenues infertiles. Dans le cas du Panama, 22,6% du territoire était sous ce statut au début des années 1990 (CATIE et INRENARE, 1995). Néanmoins, plusieurs de ces terres connurent une deuxième vie grâce à des projets de reforestation. Les initiatives nationales, régionales et internationales exposées plus tôt ont favorisé le reboisement des terres agricoles abandonnées ou en friche, et l'établissement de plantations à potentiel commercial. Ainsi, entre 1992 et 1998, la surface des terres abandonnées et replantées est passée de 11 000 hectares à 34 600 hectares (Kraenzel *et al.*, 2003), et on dénombrait 1,2 millions d'hectares disponibles pour la reforestation (Boyd, 1998). Les plantations agissent comme sources alternatives de bois et elles contribuent donc à diminuer la pression sur les forêts naturelles (Sedjo, 1999).

En 2002, plus de 45 000 hectares avaient été reboisés, mais à 93% par aussi peu que quatre espèces exotiques, dont 61% avec du teck (*Tectona grandis*), une espèce asiatique à haute valeur marchande, et 23% avec du pin des Caraïbes (*Pinus caribea*) (Ramirez, 2003). Dans une optique purement économique, le rendement de l'espèce sur le lieu de plantation est souvent plus important que son lieu d'origine. De plus le marché pour ces espèces exotiques communément cultivées est déjà existant et bien développé, ce qui explique leur usage à grande échelle (Ruiz, 2002). On dénonce parfois la culture d'espèces exotiques comme étant dommageable, or il semble que dans certaines situations, cette option soit la plus viable pour la reforestation (Feyera *et al.*, 2002). En effet, puisque les espèces exotiques présentent souvent une forte croissance, elles permettent de reconstituer rapidement le couvert forestier et de générer des conditions favorables à la régénération (Keenan *et al.*, 1997). Sous cette nouvelle canopée pourront ensuite se développer d'autres espèces, par exemple des arbres indigènes dont les graines auront été dispersées de manière naturelle ou encore que l'on aura sélectionnés pour regarnir la gamme de biodiversité locale (Feyera *et al.*, 2002).

Il n'en demeure pas moins qu'il serait souhaitable de promouvoir davantage la plantation d'arbres indigènes, et cela pour plusieurs raisons. D'abord, d'un point de vue strictement pratique, les semences d'essences indigènes sont généralement plus accessibles aux populations locales, ce qui évite la dépendance à un fournisseur externe et diminue par conséquent les coûts initiaux d'implantation. De plus, ces espèces sont mieux adaptées aux conditions environnementales locales (Montagnini, 2001) et permettent de conserver le patrimoine biologique (Parker *et al.*, 2004). Ce dernier point est particulièrement important considérant que de nombreuses espèces indigènes, longtemps

utilisées par les peuples traditionnels pour leurs fruits, leurs fibres ou leurs capacités médicinales, ont été délaissées au cours du siècle dernier au profit d'espèces exotiques plus productives (Leaky et Simons, 1998; Nair, 1998). Malgré le fait que certaines essences exotiques poussent parfois mieux que celles indigènes, particulièrement sur des sites perturbés (Otsamo *et al.*, 1997; Ruiz, 2002; Sedjo, 1999), il s'en trouve certaines parmi les secondes qui démontrent un potentiel intéressant. Toutefois les connaissances théoriques concernant les aptitudes de ces essences sont plutôt déficientes. Afin de palier à cette carence, un vaste projet de recherche a été mis en chantier en 1998 pour évaluer le potentiel commercial et les caractéristiques de croissance de 65 espèces d'arbres indigènes du Panama. Ce "Projet de Reforestation avec des Espèces Indigènes" (*Proyecto de Reforestación con Especies Nativas*, PRORENA) est une initiative conjointe de l'ANAM, de l'Université Yale, du Smithsonian Tropical Research Institute (STRI), et de quelques autres organismes (PRORENA, 2005). L'utilisation d'espèces indigènes pour la reforestation s'imbrique parfaitement dans une perspective de développement durable et de souveraineté économique.

Les plantations – quelle que soit l'origine des semences – s'avèrent de surcroît un moyen de séquestrer le carbone atmosphérique et de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Quelques études ont été entreprises pour évaluer le potentiel de séquestration des plantations panaméennes, avec des résultats encourageants (Dale *et al.*, 2003, Kraenzel *et al.*, 2003; Moura-Costa, 1996). Cette avenue est particulièrement intéressante compte tenu de l'émergence potentielle d'un marché d'échange de crédits de carbone suite à l'entrée en vigueur du Protocole de Kyoto (Doens, 2002; FAO, 2005a; Pfaff *et al.*, 2000; Smith, 2002).

Néanmoins, la mise en place d'une plantation à caractère commercial rencontre encore plusieurs obstacles majeurs. D'abord, l'investissement initial nécessaire au démarrage d'une telle plantation dépasse souvent les capacités financières des propriétaires terriens. De plus, les institutions bancaires ne sont pas tellement enclines à émettre un prêt pour ce type d'initiative, car elles la jugent économiquement risquée. Les propriétaires soulignent aussi manquer de main-d'œuvre, et pouvoir difficilement commercialiser leurs produits au niveau international (Gutierrez et Diaz, 1999). Par ailleurs, les paysans panaméens entretiennent une longue tradition d'éleveurs (Pérez, 2005), et peuvent se montrer réticents à modifier leurs coutumes.

### Agroforesterie

Tel qu'exposé précédemment, la pression socio-économique résultant de l'explosion démographique de la population panaméenne remet dorénavant en question le bien-fondé des pratiques agricoles traditionnelles, telles que la culture sur brûlis ou culture rotative (Fischer et Vasseur, 2000). L'agriculture doit



donc être repensée dans une perspective de développement durable.

L'agroforesterie constitue une solution de plus en plus envisagée, et de nombreux projets pilotes ont été menés depuis les années 1990. Le principe directeur de l'agroforesterie est de combiner la plantation d'arbres avec la culture de plantes annuelles et/ou l'élevage d'animaux, simultanément ou séquentiellement (Fischer et Vasseur, 2000; Montagnini *et al.*, 2003). L'objectif pour les petits producteurs est d'arriver à une diversification de la production agricole, qui leur permette à la fois de mieux subvenir à leur besoin et de bénéficier d'un apport financier alternatif advenant une mauvaise récolte. Par ailleurs, cette indépendance économique nouvellement acquise les soustrait dans une certaine mesure aux exigences du marché et à la nécessité d'importer certaines denrées essentielles, puisqu'ils les produisent maintenant eux-mêmes. (Fischer et Vasseur, 2000).

Soulignons toutefois que la majorité des projets d'agroforesterie en cours ou ayant eu lieu au Panama impliquaient des arbres exotiques, tels le teck et le pin des Caraïbes pour le bois, et le citronnier (*Citrus spp.*) et le manguier (*Mangifera indica*) pour les fruits (pour une liste complète des espèces cultivées voir Fischer, 1997 ainsi que Fischer et Vasseur, 2000). Leur grande valeur marchande en fait des essences intéressantes à cultiver, mais étant donné le prix plus élevé des semences par rapport à celui des espèces indigènes, leur usage restreint le caractère soutenable de l'entreprise (Fischer et Vasseur, 2000).

Les avantages de l'agroforesterie sont multiples, entre autres la réduction de l'érosion des sols et l'augmentation de la fertilité du sol. On constate aussi une amélioration de la qualité de l'eau, et une diminution des inondations et sécheresses. La couverture offerte par les arbres contre les rayons solaires permet de rafraîchir le sol, favorisant ainsi l'activité microbienne et le cycle des nutriments. Un tel système favorise aussi le maintien de la biodiversité, car il est certainement plus complexe qu'une monoculture agricole, offrant ainsi un large éventail d'habitats pour accueillir la faune, dont des oiseaux et insectes se nourrissant des pestes s'attaquant aux récoltes. Grâce à l'agroforesterie, on peut atteindre un rendement supérieur de la production agricole, par la préservation des sols et la lutte biologique (FAO, 2005b; Fischer et Vasseur, 2000).

Les petits paysans participant aux initiatives locales d'agroforesterie perçoivent les projets d'agroforesterie de diverses manières : ils semblent reconnaître les avantages d'une telle pratique, mais tardent à la mettre en application, préférant plutôt s'en tenir à leur méthode traditionnelle sur brûlis (Fischer et Vasseur, 2002). L'agroforesterie est supposément plus accessible aux agriculteurs peu fortunés, car elle demande moins d'investissements massifs pour démarrer (pas besoin de machinerie lourde ou de pesticides). Cependant, la plupart des paysans ne peuvent pas amasser le capital initial, même minime, nécessaire pour se convertir à l'agroforesterie. De plus,

l'agroforesterie implique une certaine baisse de productivité (environ 10%) de biens comestibles à court terme par rapport à la culture sur brûlis, et la plupart des petits agriculteurs en situation de culture de subsistance ne disposent pas de la marge de manœuvre nécessaire pour combler ce manque à gagner (Fischer et Vasseur, 2002). Les besoins à court terme des paysans sont à ce point pressants qu'ils ne leur permettent pas d'envisager les bénéfices à long terme de l'agroforesterie; ils sont donc réticents à prendre des risques de cet ordre (Montagnini *et al.*, 2003). Le marché offre d'ailleurs peu de garantie pour les produits du bois et mêmes pour les arbres fruitiers, ce qui augmente encore le risque économique (Fischer et Vasseur, 2002).

Les obstacles à la réussite des projets d'agroforesterie proviennent en partie de la gestion des projets, qui n'inclut pas de participation active des communautés locales, celles-ci se sentant par conséquent peu concernées par l'enjeu (Fischer et Vasseur, 2000,2002). Les promoteurs des projets accordent souvent peu d'attention et de respect aux besoins des communautés et à leurs connaissances traditionnelles (Fischer et Vasseur, 2000,2002; Arias Garcia, 2005). Aussi, il n'y a pas assez de formation technique accordée aux gens impliqués, ni de suivi régulier pour s'assurer du bon fonctionnement. Le manque de conviction politique à un niveau plus élevé s'avère aussi un frein au développement des cultures alternatives; malgré l'adoption de plusieurs lois incitatives (e.g., exemptions de taxes), leur mise en application est souvent déficitaire. Les paysans et petits propriétaires terriens manquent aussi cruellement de ressources financières, et la législation actuelle ne leur permet pas d'obtenir le financement de départ pour mettre en branle un projet d'agroforesterie (Fischer et Vasseur, 2000,2002; Montagnini *et al.*, 2003).

#### *Écotourisme*

Le Panama a obtenu jusqu'à maintenant moins de succès que son voisin du nord, le Costa Rica, pour ce qui est de la promotion de la nature et de la biodiversité au niveau mondial. Le tourisme est ainsi devenu une des principales activités économiques de ce dernier pays. Le Panama n'est pourtant pas moins pourvu en faune et en flore que son voisin, même que les forêts panaméennes, étant à ce jour moins fréquentées que celle du Costa Rica, offrent en fait davantage d'opportunités de rencontre avec la vie sauvage.

L'écotourisme panaméen s'est cependant grandement développé dans la dernière décennie, et aujourd'hui il est aisé de s'adonner à la plongée au milieu de récifs coralliens, à l'escalade de volcans, à l'observation d'oiseaux, à la pêche ou au kayak (Parker *et al.*, 2004). Ces activités exigent évidemment que l'écosystème soit, sinon intact, du moins peu dégradé, ce qui peut s'avérer une bonne raison pour préserver l'environnement par la création d'aires protégées. Certaines ONG, dont ANCON mentionnée précédemment, ont été particulièrement actives dans la dernière

décennie pour permettre aux touristes d'avoir accès aux zones sauvages et reculées (Parker *et al.*, 2004).

Par ailleurs, certaines communautés indigènes, les Kunas par exemple, se sont aussi engagées dans la promotion de la richesse naturelle et culturelle de leurs territoires, initiative qui attirent les touristes étrangers en soif de dépaysement (Arias Garcia, 2005; Dunn, 1995; IPAT, 2005).

#### *Valorisation des matières non ligneuses*

La valorisation des matières non ligneuses - tout ce qui n'est pas dérivé des arbres - est une autre avenue potentielle. Cela implique la cueillette ou la culture de produits comestibles d'origine végétale (épices, fruits, herbes, noix, plantes aromatiques) ou animale (gibier, cire et miel d'abeille), de fibres (utilisées en construction et fabrication de meubles ou vêtements), de gommes ou résines, et d'autres produits d'origine végétale et animale utiles dans les domaines de la médecine ou des cosmétiques (FAO, 2005c). Pour l'heure, le commerce des matières non ligneuses ne constitue pas une réelle panacée pour les régions tropicales des Amériques face à l'importance accordée à la traite du bois et à l'indifférence manifestée aux produits non ligneux (Chandrasekharan *et al.*, 1996). Ces produits ayant ainsi été négligés, les connaissances à leur propos sont souvent déficientes; par ailleurs, la production est relativement instable, ce qui n'aide en rien l'essor du marché (Iqbal, 1993) Toutefois, certains pays d'Asie récoltent des dividendes non négligeables du négoce de tels produits : l'Indonésie, par exemple, exportait en 1989 pour 345 millions \$US en matières non ligneuses, telles la fibre de rotin, les feuilles de patchouli et la gomme arabique; en comparaison, le commerce du bois représentait 3,7 milliards \$US (Silitonga, 1994).

#### **Analyse critique et schématique**

Après avoir exposé le contexte et les causes de la déforestation, puis les divers moyens entrepris jusqu'à aujourd'hui pour rétablir la situation, avec succès ou non, nous nous pencherons maintenant sur l'élaboration d'une méthode de prise de décision qui pourrait être utilisée pour la mise en œuvre de projets de reforestation. À partir des observations présentées précédemment concernant l'échec de certaines initiatives antérieures, nous privilégierons une approche analytique et critique, afin de dégager un schéma de travail (figure 4) concret prenant en compte les différents facteurs et acteurs qui interviennent dans le processus de réalisation d'une opération de reforestation.

#### *Volonté politique*

Avant de s'avancer davantage, précisons que les projections et options présentées ici présument qu'il existe tout d'abord une réelle volonté politique au niveau international pour agir en faveur de la sauvegarde des forêts tropicales. Sans cette volonté, qui doit se traduire par un transfert de capitaux et le

développement d'une expertise technique (du Toit *et al.*, 2004), la disparition des derniers contreforts des forêts tropicales est envisageable à court ou moyen terme (Balmford et Whitten, 2003). Or, la situation actuelle ne permet pas de prédire un avenir florissant pour les écosystèmes des Tropiques. Le cas des aires protégées dans les pays en développement en dit long sur l'état de l'aide internationale en matière d'environnement. Alors que les investissements totaux dévolus au fonctionnement des zones de conservation sont estimés à près de 0,8 milliard \$ US par année pour l'ensemble de ces pays, les coûts pour un aménagement efficace de ces zones, serait plutôt entre 3 et 4 milliards \$ US annuellement (James *et al.*, 1999). Ce chiffre, quoique élevé, représente pourtant moins de la moitié d'un pourcent des montants versés en subventions par les gouvernements pour des projets dommageables à l'environnement (James *et al.*, 1999; Myers, 1998). Ces subventions proviennent aux deux tiers de pays membres de l'OCDE, donc de pays développés. De plus, certaines institutions internationales oeuvrant à l'essor économique de la planète n'ont pas nécessairement comme priorité la sauvegarde de la biodiversité et de l'environnement (Jacquard, 1995; Martin et Schumann, 1997). Pourtant, le développement durable des pays en émergence gagnerait grandement à être appuyé par les États les mieux nantis.

#### *Y a-t-il un investisseur dans la salle?*

La volonté de la communauté internationale n'est toutefois pas la seule condition pour la mise en œuvre de projets qui correspondent aux critères du développement durable. D'abord, pour ce qui est des sources de financement, élément souvent identifié comme étant l'une des graves lacunes pour une mise en œuvre efficace d'un projet de reforestation, il existe plusieurs options. Les trois principales que nous avons identifiées sont : 1) un investissement par les personnes concernées (agriculteurs, forestiers ou autres) ou suite à un don d'individus ou de sociétés philanthropes du pays où se déroule le projet (investissement privé), 2) l'appui du gouvernement national, par le biais de ses programmes de subvention à l'environnement, qui verse le montant nécessaire à l'organisme responsable du projet – à moins qu'il n'en soit lui-même responsable – (investissement public), et tel que mentionné, 3) le financement à partir de bailleurs de fonds étranger, que ce soit un État ou une association (aide étrangère).

Il est entendu que dans un pays comme le Panama, où la majorité de la population rurale vit dans la pauvreté, la première option serait peut-être la moins commune. Seuls les grands propriétaires terriens pourraient probablement se permettre d'investir dans des projets de reforestation. En ce qui concerne la philanthropie, quoique de plus en plus populaire, elle demeure un mode de financement encore marginal dans les pays en développement (Bayon *et al.*, 2000; Keipi, 2001). Un investissement de la part de l'État panaméen semblerait le plus plausible étant donné le manque de moyens financiers des citoyens, mais aussi le plus profitable car cela signifierait que le pays se prend en main et

prend aussi à cœur le développement durable de ses ressources. Advenant une situation où un gouvernement national n'inclurait pas la reforestation dans ses priorités budgétaires, le poids de la responsabilité en reviendrait à la communauté internationale. Il peut être compréhensible qu'un pays qui est en construction accorde davantage d'importance à son essor économique par rapport à la protection de sa biodiversité naturelle, ce que décriront cependant les pays industrialisés de l'hémisphère nord qui cultivent des valeurs environnementalistes – alors que leurs propres politiques environnementales ne semblent pas toujours s'accorder complètement à ces valeurs et aux attentes de leur société. Cela rejoint bien la situation exposée dans le préambule de la présente section, mais pousse encore un peu plus loin la réflexion, à savoir que ceux qui exigent la conservation de la biodiversité devraient peut-être s'attendre à devoir défrayer les coûts inhérents au développement durable (Balmford et Whitten, 2003).

#### *Statut des terres*

Une fois le support financier assuré, il s'agit d'évaluer l'état du terrain qui fera l'objet de cette reforestation. En supposant que le projet ne s'effectuera pas au sein d'une aire protégée, on retrouve trois statuts possibles : 1) la terre est actuellement cultivée, 2) la terre a été anciennement cultivée mais, pour une raison ou une autre, est dorénavant abandonnée, 3) la terre est couverte de forêt naturelle non aménagée.

#### *Les terres cultivées*

Diverses avenues peuvent être empruntées pour revitaliser une terre. Lorsque l'endroit est déjà en usage pour l'agriculture, il est avant tout primordial de sonder les intérêts et besoins des propriétaires, car les expériences passées nous révèlent bien que sans motivation initiale de la part des communautés locales, un projet est destiné à l'échec. De plus, ces gens tolèrent mal de se voir contraints à modifier leur mode de vie et de se faire dicter la bonne route à suivre; c'est plutôt le respect de leurs désirs, mais aussi de leurs connaissances, qui sera source de succès (Fischer et Vasseur, 2002). S'il n'y a pas d'intérêt de la part des agriculteurs en place pour tenter une forme alternative d'exploitation de leur terre, rien ne sert de les y forcer. Le *statu quo* est donc la première possibilité (1), mais l'on sait que poursuivre dans la lignée de l'agriculture rotative mènera tôt ou tard à l'épuisement du sol et à l'abandon du terrain (Fischer et Vasseur, 2000).

Si, au contraire, les paysans sont réceptifs au changement, le champ des possibilités s'élargit. La seconde option (2) est donc de modifier quelque peu la manière de faire pour permettre des périodes de rotation plus longues, laissant ainsi une période de temps suffisante pour régénérer la productivité des sols. Néanmoins, cela exige de plus grandes superficies de culture par agriculteur et présuppose un meilleur partage des terres entre petits et grands propriétaires terriens. Or, rien n'indique pour le

moment qu'un tel partage soit possible à court terme. De plus, considérant l'accroissement de la densité de population au Panama, il devient évident que cette stratégie ne ferait que retarder l'inexorable épuisement des sols. A notre avis, la véritable révolution (3) serait la conversion de la méthode traditionnelle d'agriculture à un système d'agroforesterie où s'imbriqueraient diverses espèces de plantes annuelles, d'arbres et même l'élevage d'animaux. Advenant l'application de cette possibilité, il est essentiel de procurer une formation technique, de fournir de la main-d'œuvre et d'assurer un suivi tout au long de l'établissement, de la réalisation et du maintien du projet. La bonne exécution de toutes ces étapes sera garante d'une gestion durable du territoire.

#### *Les terres abandonnées*

Avec plus du cinquième de ses terres qui sont abandonnées et dégradées à divers degrés (CATIE et INRENARE, 1995), le Panama possède un réservoir imposant de sites propices au reboisement commercial. Néanmoins, il est probable qu'un fort pourcentage de ces terres ne sera pas aménagé à cette fin dans un avenir rapproché. L'émergence de forêts secondaires est donc un processus qui sera nécessairement observé à plusieurs endroits dans ce pays au courant des prochaines décennies. Or une question demeure à savoir si toutes les terres possèdent les caractéristiques permettant l'établissement d'une succession. En fait, il a été démontré que le degré d'intensité des activités qui ont été pratiquées influence grandement la destinée du site (Aide *et al.*, 2000). D'une part, si l'agriculture rotative s'est effectuée dans un paysage où le couvert forestier est dominant et n'a affecté qu'une faible superficie (1 ou 2 ha) pour une courte période de temps, l'établissement rapide d'une forêt secondaire est à prévoir (Ulh, 1987). À l'opposé, si le site a été fortement dégradé par plusieurs années de pâturage ou d'agriculture et se trouve dans un milieu fragmenté, la succession peut être sérieusement retardée. Dans ce dernier cas, seule la plantation d'arbres permet d'accélérer l'établissement d'une succession (Parrotta et Turnbull, 1997). Ceci nécessite toutefois l'apport de capitaux et présume l'existence d'une stratégie d'aménagement.

Dans l'éventualité où l'objectif visé est de restaurer la diversité typique de la forêt primaire, plusieurs facteurs doivent être considérés. Tout d'abord, il n'est pas rare de voir des sites envahis massivement par des espèces de plantes herbacées exotiques. Ces dernières peuvent empêcher le recrutement de plusieurs espèces d'arbres et favorisent aussi la récurrence des feux, ce qui limite ou arrête la succession des espèces arborescentes (D'Antonio et Vitousek, 1992; Hooper *et al.*, 2002, 2004). Dans cette situation, une stratégie de lutte doit donc être établie afin d'assurer l'émergence de strates supérieures. Suite à cette étape, les efforts d'aménagement subséquents dépendent de la similarité du point de vue de la composition et de la structure des peuplements qui est désirée. En ce qui concerne la structure, des études ont montré que sur des sites dont la dégradation n'a pas été trop sévère, la régénération naturelle à partir de la matrice

forestière permet de retrouver une forêt aux caractéristiques similaires à celles d'une forêt primaire en moins de 50 ans (Aide *et al.*, 2000). En termes de composition, plusieurs facteurs biologiques et physiques, dont la dispersion limitée des graines, peuvent nuire au retour de certaines espèces typiques des forêts anciennes (Hooper *et al.*, 2004; Nepstad *et al.*, 1991). L'ensemencement dans les sites les moins diversifiés peut s'avérer une solution efficace pour retrouver une composition comparable à la forêt d'origine (Aide *et al.*, 2000).

Par ailleurs, si l'objectif principal est plutôt économique et vise l'établissement de plantations à forte valeur commerciale, il est probable que les impacts positifs sur la biodiversité soient négligeables. Par exemple, dans le cas des plantations de teck, une étude au Costa Rica a démontré que les espèces d'arbres en sous couvert étaient moins abondantes et moins diversifiées et que la hauteur des individus était moins élevée dans ces plantations comparativement à des arbres se trouvant dans un pâturage abandonné (Healey et Gara, 2003). Ce type de conséquences peut toutefois être contrecarré par diverses stratégies. Des expériences effectuées à plusieurs endroits en Amérique latine font état des fonctions écologiques, économiques et sociales que peuvent jouer simultanément des plantations utilisant des essences indigènes (Montagnini, 2001). Si les espèces sont sélectionnées en fonction de leur efficacité à capter et recycler les nutriments, les plantations peuvent à la fois devenir hautement productives et servir à restaurer les sites dégradés. De là, ces sites acquièrent un fort potentiel soit (1) pour un système agroforestier ou (2) pour l'établissement de plantations qui peuvent dans une certaine mesure créer les conditions permettant le retour d'espèces floristiques et fauniques absentes des terres abandonnées (Cusack et Montagnini, 2004; Lamb, 1998).

### Les terres non aménagées

Au nombre d'espèces qu'on y retrouve, les forêts primaires panaméennes doivent être priorisées au niveau de la conservation. Même si le Panama fait déjà belle figure à cette échelle, il n'en demeure pas moins que l'augmentation de la taille du réseau d'aires protégées contribuerait davantage à assurer le maintien de la biodiversité. Toutefois, la mise en place d'aires de conservation peut mener à de sévères conflits avec les populations. D'où l'importance de voir à l'intégration des préoccupations de ces populations lors de la planification et de l'instauration des zones de conservation. Ce processus qui croît en popularité à travers la planète (Wells *et al.*, 1992), se base sur la présomption qu'avec le support des communautés, une protection accrue des diverses composantes de la biodiversité est favorisée. Considérant les bénéfices qu'obtiennent les gens de la région en étant impliqués dans la gestion d'une aire protégée

(revenus, emplois, éducation), il est estimé que ces derniers auraient moins tendance à venir extraire les ressources du milieu (Holmes, 2003). La valorisation des ressources non ligneuses s'insère aussi dans cette ligne de pensée (FAO, 2005b).

Malgré l'importance écologique et économique liée aux aires protégées, cette utilisation des terres non aménagées n'est pas prédominante au Panama. En fait, la majorité des forêts naturelles sont soit (1) défrichées pour faire place à l'agriculture soit (2) exploitées par l'industrie forestière. Pour ce qui est de la première option, le patron expliqué précédemment est alors engendré. Dans le deuxième cas, les forêts aménagées peuvent, d'une part, être laissées à elles-mêmes et se régénérer naturellement. À l'instar des sites dégradés, le potentiel de conservation à long terme de ces forêts secondaires ne doit pas être négligé. D'autre part, les aménagistes ont également la possibilité d'effectuer une exploitation récurrente des forêts à partir de plantations ou de la régénération naturelle. Toutefois, les plantations semblent posséder certains avantages du point de vue économique, dont la sélection d'espèces à forte valeur commerciale (Gutiérrez et Díaz, 1999).

### Conclusion

Parmi les points chauds de la planète concernant la biodiversité faunique et floristique, un petit État de l'isthme mésoaméricain se distingue par une richesse étonnante : le Panama. Ainsi, pour une superficie 100 fois plus petite que celle du Canada, on y retrouve trois fois plus d'espèces de plantes vasculaires. De plus, le nombre d'espèces de plantes par hectare est supérieur à celui retrouvé à n'importe quel autre endroit du globe. Ce trésor biologique est toutefois menacé par les activités humaines, qui empiètent sur les milieux naturels pour satisfaire les besoins d'espace, de ressources et de terres arables. L'agriculture itinérante - ou culture sur brûlis - traditionnellement pratiquée par les paysans panaméens depuis des générations, ne représente plus aujourd'hui une stratégie soutenable face à la forte croissance démographique observée au pays.

L'État panaméen a instauré en 1990 un Plan d'action en foresterie tropicale, qui a marqué le début d'une certaine considération au plan politique pour le sort funeste réservé aux forêts. Depuis, nombre d'initiatives ont été entreprises afin de freiner la déforestation. Ces nouveaux axes de développement durable incluent la nomination de zones protégées, la plantation d'arbres, l'établissement de l'agroforesterie et la croissance du secteur écotouristique, le tout dans une perspective de mise en valeur d'une utilisation non destructive de la forêt et de reforestation à l'échelle nationale.

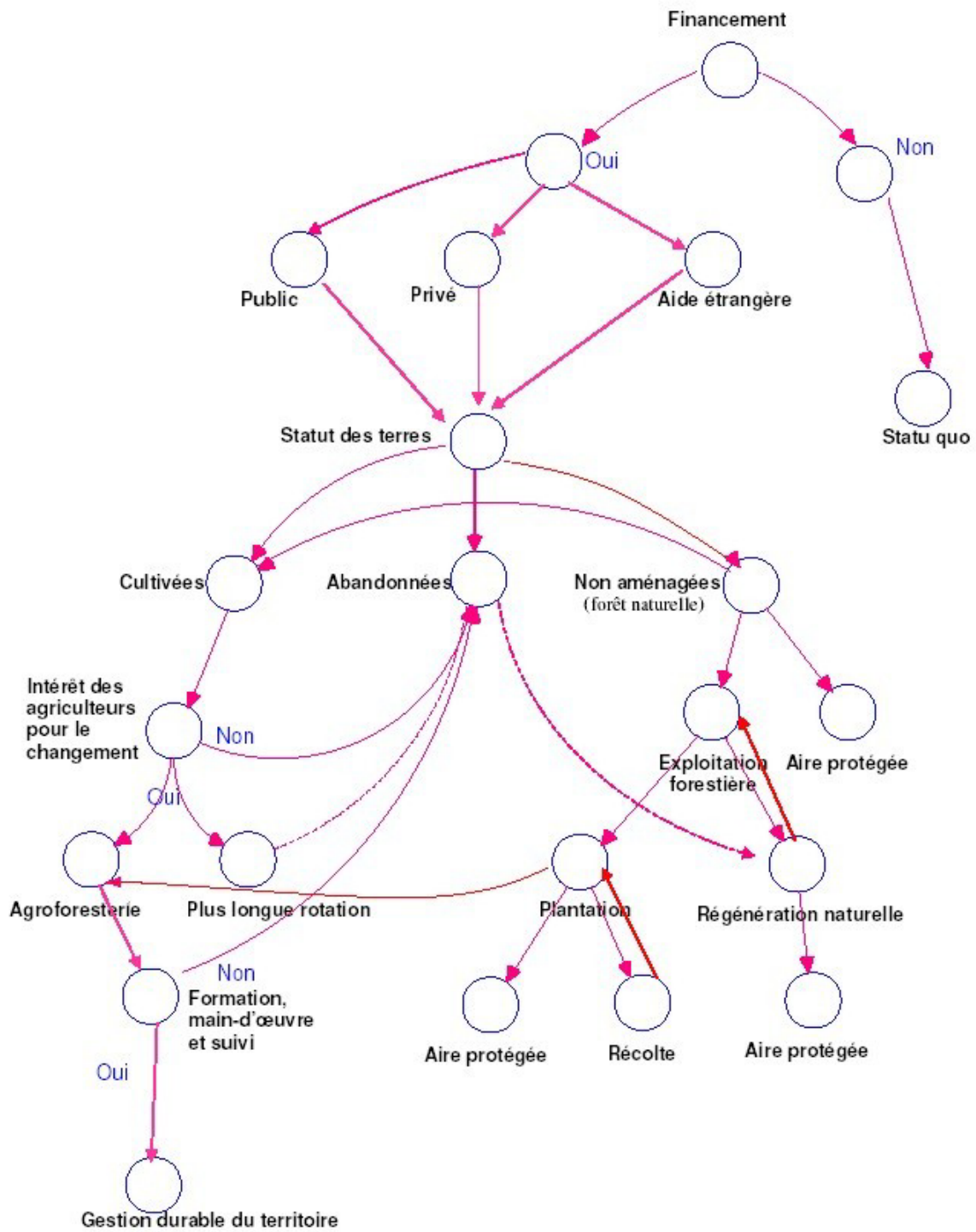


Figure 4. Schéma décisionnel pour la mise en place et la réalisation d'un projet de reforestation.

Malgré les avantages démontrés de l'agroforesterie, la culture sur brûlis est toujours la plus répandue chez les paysans panaméens; par ailleurs, même en considérant la valeur du bois de teck sur le marché international, on ne retrouve pas encore beaucoup de plantations commerciales au Panama. Pourquoi? La réponse se situe en grande partie du côté du domaine financier, puisque les investissements nécessaires à l'implantation d'un projet de reforestation sont trop élevés pour un citoyen panaméen. Un autre obstacle provient d'une lacune fréquemment rencontrée au niveau de la gestion des projets. En effet, les gestionnaires négligent trop souvent de sonder en premier lieu les besoins des communautés locales, puis ensuite d'intégrer ces communautés dans le processus, et finalement d'assurer un suivi du projet.

Nous avons donc tenté d'apporter, non pas des solutions car elles existent déjà, mais une méthode de travail et une stratégie pour favoriser le succès d'un projet de reforestation. Notre schéma décisionnel présente les différentes étapes préalables à la mise en place du projet, et pour chaque étape les options qui s'y rattachent. La première étape consiste à la quête de financement, qui peut provenir du secteur privé ou public, ou encore de l'étranger. La seconde étape est l'évaluation du statut des terres, qui peuvent s'avérer déjà cultivées, abandonnées ou non aménagées. De leur statut découle la troisième étape, c'est-à-dire le choix de la méthode de revalorisation. Nombre d'avenues peuvent être prises, mais les options les plus drastiques – et possiblement les plus soutenables – sont l'établissement de l'agroforesterie, la plantation d'arbres et la création d'aires protégées.

Les valeurs écologiques soutenant le discours des scientifiques, politiciens et groupes de pression de l'hémisphère nord ne trouvent pas écho au sein des populations des pays directement concernés par les enjeux de la déforestation. Les efforts consentis jusqu'à présent, bien que visant à élaborer des utilisations alternatives de la forêt qui n'en nécessiteraient pas la destruction, n'ont pas tout à fait réussi à conscientiser la masse populaire. Les rapports du programme de l'Agence américaine de développement international au Panama (USAID/Panama; Parker *et al.*, 2004) font état d'un manque de soutien et de continuité dans les projets de développement durable de la ressource forestière. Les communautés locales, pour croire au bien-fondé d'une telle initiative, doivent être impliquées au premier niveau dans l'élaboration et la mise en place des projets (Current et Scherr, 1995).

Ainsi, lors du choix d'une certaine option, quelques recommandations devraient toujours être gardées en tête; elles ont pour objectif de se garantir du soutien populaire : i) tenir compte des besoins réels des communautés locales; ii) favoriser l'implication à tous les niveaux de ces communautés iii) agir dans le respect et la considération des connaissances traditionnelles; iv) considérer l'importance, aux yeux des populations locales, du

court terme par rapport au long terme; et v) assurer un suivi à long terme.

Finalement, soulignons que notre décision de poser la quête de financement en tant que première étape de l'élaboration d'un projet n'était pas fortuite, car il s'agit de l'étape la plus capitale. À ce sujet, il apparaît que la préservation des milieux naturels à l'échelle mondiale ne saurait se faire sans l'apport financier des pays industrialisés. En effet, étant donné que les points chauds de biodiversité se retrouvent bien souvent dans des pays moins favorisés, qui sont quelque peu rebutés par la perspective de ralentir leur progrès économique au nom du développement durable, la responsabilité du financement en incomberait par conséquent à ceux-là même qui font pression pour la conservation de la biodiversité. De ce fait, nous considérons qu'il est impératif que l'aide internationale en matière de conservation et de développement ainsi que la libéralisation des échanges soient rapidement repensés afin que les effets pervers que sont l'accélération de l'exploitation des ressources et la dégradation de l'environnement tendent vers une décroissance continue. Pour ce faire, il est important que les populations des pays développés soient davantage sensibilisées à cette situation et qu'une pression accrue soit exercée sur les gouvernements des pays les plus influents de la planète.

## Remerciements

Les auteurs tiennent à offrir leur gratitude au Dr. Christian Messier, professeur au département de biologie de l'UQAM, pour leur avoir fourni l'opportunité d'effectuer un séjour au Panama et pour ses commentaires au sujet de cet article.

## Bibliographie

- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera, et H. Marciano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implication for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 8: 328-338.
- ANAM 2005. Sistema de informacion forestal. <http://www.anam.gob.pa/SiF/202002/index.htm> (Visité le 23 octobre 2005)
- ANAM. 2000. Primer informe de la riqueza y estado de la biodiversidad de Panamá. Autoridad Nacional del Ambiente, Panamá.
- Angold, P.G. 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. *Journal of Ecology*, 34: 409-417.
- Arias Garcia, M. 2005. Bosques, pueblos indígenas y política forestal en Panamá: una evaluación de la implementación nacional de normas y compromisos internacionales sobre conocimiento tradicional relacionado con los bosques y asuntos conexos. Fundación para la Promoción del Conocimiento Indígena de Panamá, Panamá, 28 p. [http://www.international-alliance.org/documents/panama\\_esp\\_full.doc](http://www.international-alliance.org/documents/panama_esp_full.doc) (Visité le 25 août 2005)
- Ashley, E. P., and J. T. Robinson. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field Naturalist*, 110: 403-412.
- Balmford, A. et Whitten, T. 2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? *Oryx*, 37: 238-250
- Barthlott W., W. Lauer et A. Placke. 1996. Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde*, 50: 317-327.

- Bates, D. et T.K. Rudel. 2000. The political ecology of conserving tropical rain forests: a cross-national analysis. *Society & natural resources*, 13: 619-634.
- Bayon, R., J. S. Lovink et W. J. Veening. 2000. Financing biodiversity conservation. Sustainable Development Dept., Technical papers series; ENV-134. Washington D. C., Inter-American Development Bank, 37 p.
- Boyd, E. 1998. A compilation of forest statistics for selected African and Latin American countries.
- Bush, M. B. et P. A. Colinvaux. 1994. Tropical forest disturbance: paleoecological records from Darien, Panama. *Ecology*, 75: 1761-1768.
- CATIE et INRENARE. 1995. Proyecto nacional de apoyo tecnico a la extension forestal y agroforestal de Panamá: propuesta de proyecto. CATIE, INRENARE, Panama.
- Chandrasekharan, C., T. Frisk et J.C. Roasio. 1996. Desarrollo de productos forestales no madereros en América Latina y el Caribe. Dirección de productos forestales, Departamento de montes, Oficina regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago, Chili. [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/docrep/t2360s/t2360s00.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/t2360s/t2360s00.htm) (Visité le 22 octobre 2005)
- CIA. 2005. *The world factbook-Panama*. <http://www.cia.gov/publication/factbook/geos/pm.html>. (Visité le 13 août 2005).
- Condit, R., W.D. Robinson, R. Ibanez, S. Aguilar, A. Sanjur, R. Martinez, R. Stallard, T. Garcia, G.R. Angehr, L. Petit, S. J. Wright, T.R. Robinson et S. Heckadon. 2001. The status of the Panama Canal watershed and its biodiversity at the beginning of the 21st Century. *BioScience*, 51: 389-398.
- Current, D. et S.J. Scherr. 1995. Farmer costs and benefits from agroforestry and farm forestry projects in Central America and the Caribbean: implications for policy. *Agroforestry systems*, 30: 87-103.
- Cusack, D., et F. Montagnini. 2004. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 188: 1-15.
- Dale, V.H., S. Brown, M.O. Calderon, A.S. Montoya et R.E. Martinez. 2003. Estimating baseline carbon emissions for the eastern Panama Canal watershed. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 8: 323-348.
- D'Antonio, C. M. et P. M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 63-87.
- Doens, E. 2002. Portafolio inicial de proyectos MDL de Panamá. Fortalecimiento Institucional para el Manejo Sostenible de la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá. International Resources Group, Ltd., USAID/Panama, Task Order No. 843, Contract No. OUT-PCE-I-00-96-00002-0, 74 p.
- du Toit, J. T., B. H. Walker, et B. M. Campbell. 2004. Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. *Trends in ecology and evolution*, 19: 12-17.
- Dunn, A. 1995. Summaries of some recent project approaches to development. Rural Development Forestry Network, Network paper 18d, 10 p.
- EarthTrends. 2003. Biodiversity and protected areas-Panama. EarthTrends, 7 p.
- FAO. 2004. La mujer en la agricultura, medio ambiente y la producción rural-Panamá. FAO, 4 p.
- FAO. 2005a. Production, trade and consumption of forest products-Panama. [www.fao.org/forestry/site/22055/en/pan](http://www.fao.org/forestry/site/22055/en/pan) (Visité le 16 août 2005).
- FAO. 2005b. Situación de los bosques del mundo. Departamento de montes, Documento de trabajo n°Y5574/S, Rome, Italie, 153 p.
- FAO. 2005c. About non-wood forest products. Forestry department. [www.fao.org/forestry/site/25451/en/pan](http://www.fao.org/forestry/site/25451/en/pan) (Visité le 16 août 2005)
- Farmer, A. M. 1993. The effects of dust on vegetation-a review. *Environmental Pollution*, 79: 63-75.
- Feyera, S., E. Beck et U. Lüttge. 2002. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests. *Trees*, 16: 245-249.
- Fischer, A. 1997. Integrating rural development and conservation: the impacts of agroforestry projects on smallholders in Panama. Master's thesis. Dalhousie University, Halifax, Canada.
- Fischer, A. et L. Vasseur. 2000. The crisis in shifting cultivation practices and the promise of agroforestry: a review of the Panamanian experience. *Biodiversity and conservation*, 9: 739-756.
- Fischer, A. et L. Vasseur. 2002. Smallholders perceptions of agroforestry projects in Panama. *Agroforestry systems*, 54: 103-113.
- Fonseca, G. A. B. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 34: 17-34
- Gentry, A. H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69: 557-593.
- Gutiérrez, R.R. et H.I. Díaz. 1999. Memoria de las estadísticas de los recursos forestales de Panamá. In *Workshop for Forest Resources Assessment Programme* (FRA 2000), 17-21 May 1999, Turrialba, Costa Rica.
- Healey, S. P. et R. I. Gara. 2003. The effect of a teak (*Tectona grandis*) plantation on the establishment of native species in an abandoned pasture in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 176: 497-507.
- Heckadon S. et A. McKay. 1984. Colonización y Destrucción de Bosques en Panamá. Asociación Panameña de Antropología, Panamá.
- Holdridge, L. 1967. Life Zone Ecology. Tropical Sciences Center, San Jose, Costa Rica. 206 p.
- Holmes, C. M. 2003. Assessing the perceived utility of wood resources in a protected area of Western Tanzania. *Biological Conservation*, 111: 179-189.
- Hooper, E. R., P. Legendre, et R. Condit. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology*, 85: 3313-3326.
- Hooper, E. R., R. Condit, et P. Legendre. 2002. Responses of 20 native tree species to reforestation strategies for abandoned farmland in Panama. *Ecological Applications*, 12: 1626-1641.
- Ibanez, R., R. Condit, G. Angehr, S. Aguilar, T. Garcia, R. Martinez, A. Sanjur, R. Stallard, S. J. Wright, A. S. Rand et S. Heckadon. 2002. An ecosystem report on the Panama Canal: monitoring the status of the forest communities and the watershed. *Environmental Monitoring and Assessment*, 80: 65-95.
- INRENARE (Instituto Nacional de Recursos Naturales Renovables). 1995. Informe de Cobertura Boscosa 1992. INRENARE, Panamá
- INRENARE. 1990. Plan de Acción forestal de Panamá : Documento principal. INRENARE, Panama City.
- IPAT (Instituto Panameño de Turismo). 2005. <http://www.ipat.gob.pa/> (Visité le 12 août 2005)
- Iqbal, M. 1993. International trade in non-wood forest products: an overview. Forestry department, FAO, [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/docrep/x5326e/x5326e06.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/x5326e/x5326e06.htm) (Visité le 22 octobre 2005)
- Jacquard, A. 1995. J'accuse l'économie triomphante. Paris, Calmann-Lévy, 188 p.
- James, A. N., K. J. Gaston, et A. Balmford. 1999. Balancing the Earth's accounts. *Nature*, 401: 323-324.
- Keenan, R., D. Lamb, O. Woldring, T. Irvine et R. Jensen. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management*, 99: 117-131.
- Keipi, K. 2001. Forest financing in Latin America and Caribbean. The Inter-American Development Bank, Washington D.C., 28 p.
- Kraenzel, M., A. Castillo, T. Moore et C. Potvin. 2003. Carbon storage of harvest-age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. *Forest Ecology and Management*, 173: 213-225.
- Lamb, D. 1998. Large scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology*, 6: 271-279
- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91: 109-117.
- Leaky, R.R.B. et A.J. Simons. 1998. Domestication and commercialization of indigenous trees in agroforestry for the alleviation of poverty. *Agroforestry systems*, 38: 165-176.
- Leigh, E. G. 1999. Tropical Forest Ecology: A View from Barro Colorado Island. Oxford University Press, 245 p.
- Margiotta, M. 1998. L'agriculture périurbaine au Panama : une approche novatrice pour la préservation de l'environnement. FAO. <http://www.fao.org/sd/ltidirect/lr972/w6728t12.htm>
- Martin, H-P., et H. Schumann. 1997. Le piège de la mondialisation. Saint-Amand-Montrond, Actes Sud, 444 p.

- Martin, P. S. 1973. The discovery of America. *Science*, vol. 179, p. 969-974.
- Martin, P. S. 1984. Prehistoric overkill : the global model. In P. S. Martin et R. G. Klein, eds. *Quaternary Extinctions, a Prehistoric Revolution*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, p. 354-403.
- Montagnini, F. 2001. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: Experiences from Latin America. *Interciencia*, 26: 498-511.
- Montagnini, F., L. Ugalde et C. Navarro. 2003. Growth characteristics of some native tree species used in silvopastoral systems in the humid lowlands of Costa Rica. *Agroforestry systems*, 59: 163-170.
- Montero, F. J. 2005. Panama Canal management. *Marine Policy*, 29: 25-37.
- Moura-Costa, P. 1996. Tropical forestry practices for carbon sequestration. In: Dipterocarp Forest EcoSystems – Towards Sustainable Management. Schulte, A. et D. Schone (Eds.). World Scientific, Singapore, p. 308-334.
- Myers, N. 1998. Lifting the veil on perverse subsidies. *Nature*, 392: 327-328.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, et J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nair, P.K.R. 1998. Directions in tropical agroforestry research: past, present and future. *Agroforestry systems*, 38: 223-245.
- Nepstad, D., C. Uhl, et E. A. S. Serrao. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. *Ambio*, 20: 248-255.
- Otsamo, A., G. Adjers, T. S. Hadi, J. Kuusipalo et R. Vuokko. 1997. Evaluation of reforestation potential of 83 tree species planted on *Imperata cylindrica* dominated grassland. A case study from South Kalimantan, Indonesia. *New Forests*, 14: 127-143.
- Panama Canal Watershed Monitoring Project (STRI – ANAM – USAID): 1999, Panama City, Panama.
- Parker, T., J. Carrion et R. Samudio. 2004. Biodiversity and tropical forestry assessment of the USAID/Panama program. Chemonics International Inc., Task Order #824, BIOFOR IQC No. LAG-I-00-99-00014-00, 111 p.
- Parrotta, J.A., et J.W. Turnbull, (Eds.), 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99: 1-290.
- Pérez, E. 2005. La situación de la ganadería en Centroamérica. In Intensificación de la ganadería en Centroamérica : beneficios economicos y ambientales. LEAD Digital Library, <http://www.fao.org/WAIRDOCS/LEAD/x6366s/x6366s00.HTM> (Visité le 17 août 2005)
- Pfaff, A.S.P., S. Kerr, R.F. Hughes, S. Liu, G.A. Sanchez-Azofeifa, D. Schimel, J. Tosi, V. Watson. 2000. The Kyoto protocol and payments for tropical forest: An interdisciplinary method for estimating carbon-offset supply and increasing the feasibility of a carbon market under the CDM. *Ecological Economics*, 35: 203-221.
- Piperno, D. R., M. B. Bush, et P. A. Colinvaux. 1991. Paleocological perspectives on human adaptation in Central Panama. II. The Holocene. *Geoarchaeology*, 6 : 201-226.
- PRORENA, Proyecto de Reforestación con Especies Nativas. 2005. [http://research.yale.edu/prorena/entrada\\_espanol.htm](http://research.yale.edu/prorena/entrada_espanol.htm) (Visité le 1er août 2005)
- Ramírez, C. A. 2003. Estado de la diversidad biológica de los árboles y bosques de Panamá. Documentos de Trabajo: Recursos Genéticos Forestales. FGR/50S Servicio de Desarrollo de Recursos Forestales, Dirección de Recursos Forestales, FAO, Roma.
- Ruiz, B. I. (Ed.). 2002. Manual de reforestación tropical. USDA Forest Service, International Institute for Tropical Forestry. General technical report IITF-GTR-18, 206 p.
- Scoggan, H. J. 1978. The flora of Canada – part 1, general survey. National Museums of Canada, 89 p.
- Sedjo, R.A. 1999. The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs. Recent performance, future potentials, and environmental implications. *New Forests*, 17: 339-359.
- Silitonga, T. 1994. Indonesia. In Durst, P.B., W. Ulrich et M. Kashio, eds. Non-wood forest products in Asia. Regional Office for Asia and the Pacifica (RAPA) publication n° 1994/28, FAO, Bangkok, [http://www.fao.org/documents/show\\_cdr.asp?url\\_file=/docrep/X5334E/x5334e05.htm](http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/X5334E/x5334e05.htm). (Visité le 23 octobre 2005)
- Simpson, G. G. 1980. Splendid isolation. The curious history of South American mammals. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Smith, J. 2002. Afforestation and reforestation in the clean development mechanism of the Kyoto Protocol: implications for forests and forest people. *Int. J. Global Environmental Issues*, 2: 322-343.
- Spurr, S. H. et Barnes, B. V. 1980. Forest ecology. John Wiley and Sons, New-York, 687 p.
- Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology*, 75: 377-407.
- Underhill, J. E. et P. G. Angold. 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Review*, 8: 21-39.
- US Library of Congress. 2005. Panama: agriculture. US Library of Congress, Federal Research Division, Country Studies/Area Handbook Series (1986-1998). <http://countrystudies.us/panama/46.htm> (Visité le 25 août 2005)
- Velarde, S. J. 2004. Socio-economic trends and outlook in Latin America: Implications for the forestry sector to 2020. Latin American Forestry Sector Outlook Study Working Paper - ESFAL/T/01, 106 p.
- Wells, M., K. Brandon, et L. Hannah, 1992. People and Parks: Linking Protected Area Management with Local Communities. Washington DC, The World Bank.
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In M. E. Soulé et B. A. Wilcox, eds. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, p. 95-118.



## PENSER LA FORÊT : aux racines du non-aménagement des forêts uruguayennes

Pierre Gautreau, Laboratoire « Hommes, Villes, Territoires », Université des Sciences et Technologies de Lille 1, U.F.R. de Géographie et d'Aménagement, Avenue Paul Langevin, 59655. Villeneuve d'Ascq cedex, courriel : [gautreau@adinet.com.uy](mailto:gautreau@adinet.com.uy)

---

**Résumé** : Une analyse conjointe des pratiques de gestion forestière et des textes traitant de questions sylvicoles a été menée sur la période 1800-2000, pour le territoire de l'actuel Uruguay (Amérique du Sud). L'intérêt est de comprendre pourquoi aujourd'hui, les forêts autochtones ne font l'objet d'aucun aménagement, alors que plusieurs traces historiques prouvent que des expériences ont eu lieu. Les éléments d'explication sont à rechercher dans l'impact de modèles sylvicoles et préservationnistes internationaux développés durant le XXe siècle, dans la focalisation des institutions chargées des questions forestières sur les conceptions européennes et nord-américaines, dans la faible prise en compte des réalités territoriales du pays. Cet ensemble de faits serait à l'origine de l'absence d'un modèle forestier "autochtone", qui permettrait d'adapter l'aménagement aux réalités du pays.

**Mots-clés** : Uruguay, histoire de l'aménagement, forêts autochtones, pensée forestière

**Abstract** : The concrete practices of forest management and texts about silvicultural issues concerning today's territory of Uruguay (South America), have been analysed together throughout the XVIIIth-XXth centuries. The aim of the paper is to understand why today's native forests are left unmanaged in spite of evidence of historical experiments carried out in the past. Part of the answers can be found in the impact of international silvicultural and preservationist models during the XXth century, as well as in the deep influence of the European and North-American approach on the uruguayan forestal institutions ; finally in the limited territorial analysis of the country and its real forestal development capacities. These points would be responsible of the incapacity of the country to create a genuine forestal development model, which would allow for a management adapted to native forests.

**Key-words** : Uruguay, History of management, native forests, forest approach.

---

Il peut paraître paradoxal, pour comprendre la nature actuelle de l'aménagement forestier en Amérique du sud, de s'intéresser à l'Uruguay, un pays dont les forêts n'ont jamais été réellement aménagées. L'approche de l'histoire de l'aménagement suppose d'ancrer la réflexion sur trois pivots de réflexion : quels sont les acteurs de cet aménagement ; quelles filiations historiques ou héritages expliquent la nature de la gestion mise en place ; quel est le niveau d'adéquation entre la nature des forêts concernées et les pratiques effectives ? Par "nature des forêts", nous entendons à la fois leur dimension écologique et floristique, mais aussi leur insertion territoriale, foncière, sociale, qui déterminent ensemble un potentiel d'aménagement.

L'Uruguay offre au regard de cette réflexion un exemple particulièrement intéressant. Bien que réduites en surface (3,5 % du territoire actuel, soit 670.000 hectares environ), les forêts de ce petit pays à la charnière des pampas argentines et des zones boisées du sud Brésil ont fait l'objet d'un grand nombre de textes visant à "régler" leur utilisation. En l'absence d'héritages indiens, c'est par le biais d'importations européennes que la pensée locale sur la forêt s'est développée. Le constat d'un non-aménagement des forêts permet alors de mieux cerner certaines logiques de l'aménagement forestier sud-américain, par une analyse des

déterminants sociaux et territoriaux de l'aménagement dans des pays "neufs".

L'hypothèse centrale est que les élites chargées de la gestion du pays, et en particulier les responsables des questions forestières, n'ont jamais développé de définition propre de leurs peuplements spontanés (*monte nativo*). L'influence d'un idéal forestier européen, celui de la futaie française ou allemande, a interdit de voir les forêts locales comme autre chose que des formations « dégradées », dont la principale vocation était d'être remplacées par de « vraies » forêts, c'est-à-dire des plantations d'arbres de franc-pied. Cette situation s'est exacerbée au début du XXe siècle, avec le développement de thèses faisant le lien entre taux de boisement et degré de culture d'un pays. L'Uruguay se devait (selon ces mêmes thèses), d'aménager ses forêts en futaies à l'europpéenne pour mériter d'être placé au rang des pays civilisés de ce monde. Selon nous, c'est cette absence de pensée « autochtone », de définition adaptée à la réalité écologique et territoriale, qui explique l'échec des aménagements postulés dans les textes.

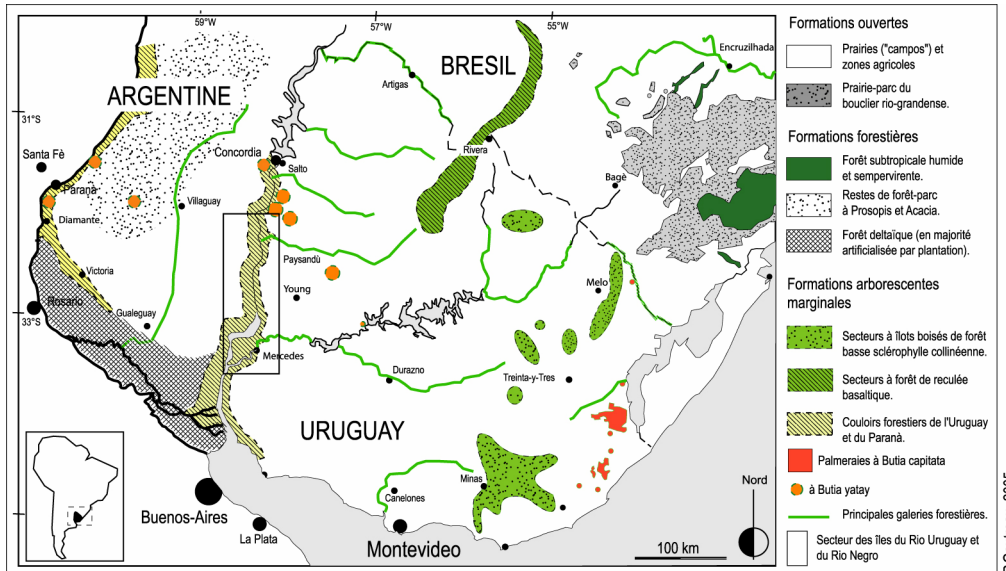


Figure 1. Carte des formations forestières denses de l'Uruguay (formations autochtones)

Aux fins de l'étude proposée, on peut définir l'aménagement comme le produit de l'interaction complexe de quatre éléments : des actions concrètes ou opérations de gestion ; un ou des discours sur l'aménagement forestier, portés par certains acteurs sociaux ; une certaine vision de la forêt, de ses fonctions écologique et sociale, développée par des institutions et des organismes de recherche ; l'insertion territoriale des boisements, définie entre autres par leur statut foncier et leur accessibilité. On propose donc d'approcher la question de l'aménagement forestier en Uruguay en repérant les convergences, les décalages temporels ou spatiaux, les contradictions éventuelles entre ces quatre éléments.

On peut ainsi relever dans un premier temps le paradoxe que constitue l'abondance des propositions de gestion forestière dans un pays pauvre en forêts, par un suivi chronologique des actions et plans d'aménagement mis en place depuis le XVIII<sup>e</sup> siècle. L'un des déterminants majeurs du non-développement de ces actions semble être la faible conceptualisation d'un objet forestier autochtone. La mise en évidence de l'origine européenne des conceptions développées en Uruguay doit fournir un ultime élément d'analyse du blocage ainsi constaté.

### Les temps de l'aménagement forestier en Uruguay

Les plantations monospécifiques d'arbres exotiques (genres *eucalyptus* et *pinus*) couvrent actuellement près de 1 million d'hectares<sup>25</sup> en Uruguay, soit 1,5 fois la superficie couverte par les peuplements spontanés d'espèces autochtones. Les opérations

d'aménagement des formations boisées concernent aujourd'hui essentiellement ces plantations, mais nous nous centrerons sur le *monte nativo* dans cet article, car c'est à partir de ces formations que l'on peut étudier la genèse des actions et idées sylvicoles en Uruguay.

En termes d'aménagement, deux grandes périodes peuvent être définies entre la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle, époque de renforcement de la présence blanche dans l'actuel Uruguay, et les années 2000. De 1800 aux années 1950, on note une coïncidence spatiale entre les zones d'action d'aménagement forestier et la pensée qui sous-tend ces actions : il s'agit d'améliorer des peuplements spontanés et autochtones. A partir des années 1950 et jusqu'à aujourd'hui, le *monte nativo* sort de l'orbite de l'aménagement forestier : les actions concernent exclusivement les plantations exotiques, qui plus est hors des milieux historiquement occupés par les formations autochtones, sur des zones de prairies n'ayant pas été occupées par la forêt depuis au moins plusieurs siècles.

### Améliorer le don de la Nature (1800-1950)

Durant cette première période, pensée et action d'aménagement sont centrées sur les milieux à potentiel forestier spontané (zones insulaires du fleuve Uruguay et secteurs alluviaux de tout le pays). Mais très rapidement, on laisse de côté les espèces autochtones au profit d'espèces exotiques de port et de croissance plus importants : il s'agit d'améliorer un substrat indigène par plantation de ces dernières.

### Aménager la forêt pour affirmer un droit de propriété

La jeune colonie espagnole qui se développe autour de Montevideo (à partir de 1724) et le long de la basse vallée du

<sup>25</sup> - 670.000 hectares ayant été plantées entre 1975 et 2003 (M.G.A.P., 2005).

fleuve Uruguay (dès le XVIII<sup>e</sup> siècle) instaure, conformément à la législation des Indes, le statut public des forêts : quiconque le désire peut, sous réserve de respecter des règles de bonne coupe, tirer parti du couvert boisé existant. Personne n'a le droit d'empêcher un tiers d'utiliser la forêt, même si celle-ci se trouve dans les limites de sa propriété. Ainsi, un nombre important de conflits juridiques oppose certains habitants des campagnes de la fin du XVIII<sup>e</sup> siècle (Gautreau, 2003.b) aux propriétaires terriens qui tentent de leur limiter l'accès aux zones boisées. Mais si dans ces procès on rappelle fréquemment ce statut "public" des forêts, une exception notable est faite pour les secteurs de celles-ci qui ont fait l'objet de soins (plantation et protection des arbres).

C'est ainsi que lors d'un litige en 1802<sup>26</sup>, un propriétaire terrien qui interdit l'entrée d'un bois aux autres habitants de la contrée affirme que ce bois doit "*sa conservation à l'industrie et au bénéfice de [sa] part ; car outre le fait qu'il ait planté et cultivé la majeure partie des arbres, il a pris soin des autres comme un véritable propriétaire ; [...] il a été tenu pour propriétaire légitime, et personne n'a extrait le moindre morceau de bois, car il le conserve sous la protection d'une clôture*". De même, en 1823<sup>27</sup>, un homme se plaint-il de la coupe d'un bois de la part de personnes qui "*le coupent et lui portent préjudice fréquemment, au prétexte que la rivière est libre, sans avoir remarqué que ces arbres subsistent par mes soins, comme situés sur mon propre terrain*".

Ces plantations, qui concernent des saulaies à *Salix humboldtiana*, représentent donc les premiers signes d'un aménagement forestier dans la région. Leur importance, bien que difficile à évaluer, semble avoir été limitée en surface, mais on peut supposer que nombre de propriétaires ont développé des petites parcelles d'appoint qui leur permettaient d'obtenir de longues pièces de bois, ce que les forêts locales ne leur offraient guère. Le long développement traitant des saulaies par le premier penseur de l'agronomie locale, José Manuel Pérez Castellano (1848), dans un ouvrage écrit en 1813, prouve que les connaissances sylvicoles sur la question étaient au début du XIX<sup>e</sup> siècle bien établies.

Mais au-delà de ces actions concrètes, il est important de noter comment ces prémisses d'un aménagement forestier transforment de fait légèrement la législation en vigueur. Mener une action de plantation et de surveillance des arbres fait sortir une portion de forêt du statut public, qui pourra alors être défendue comme un bien particulier, ce que Pérez Castellano défend avec force dans son ouvrage, lorsqu'il affirme que "*dans toute l'extension de cette Capitainerie Générale, il n'existe pas d'autres propriétaires d'arbres, qu'ils soient fruitiers ou sylvestres, que ceux qui sur leur propre terrain les ont plantés de leur main, ou qui ont financé leur semis*". Les arbres plantés "*paraissent exempts des*

*prohibitions des lois, qui concernent seulement ceux qui naissent et poussent dans les forêts, qui sont communes à tous*".

Même si à partir de 1876 la promulgation du Code Rural abolit le caractère de bien d'usage commun des forêts, le fait de planter est encore présenté comme une justification de possession. C'est ainsi que dans les zones au statut foncier flou, en particulier les îles du fleuve Uruguay, dont la propriété est mal établie jusqu'à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle, on argue du fait d'avoir planté des arbres pour revendiquer une possession à titre précaire ou une propriété de la terre. On peut citer à ce sujet cette femme qui, pour prouver qu'elle est propriétaire de certaines îles, dit les posséder depuis longtemps, mais qui pour appuyer ses affirmations, rappelle, "*entre autres actes de possession, celui d'avoir fait des plantations*"<sup>28</sup>.

### L'idéal améliorationniste ou substitutionniste

Si les premières actions concrètes d'aménagement concernent des saulaies autochtones, celles-ci, sans avoir jamais disparu<sup>29</sup>, sont largement dépassées par l'importance croissante des plantations d'espèces exotiques au milieu des forêts "natives" au cours du XIX<sup>e</sup> siècle. Le but est d'obtenir, au sein d'une "ambiance" déjà forestière, des arbres plus hauts, donnant plus de bois, et fournissant du bois d'œuvre, là où les arbres natifs atteignent péniblement 8 à 10 mètres de hauteur et dont la gestion en taillis interdit toute utilisation pour autre chose que du bois de feu. Rapidement, au début du XX<sup>e</sup> siècle, va s'élaborer une pensée autour de ces actions, que l'on nommera améliorationniste ou substitutionniste selon la nature des gestions envisagées : augmentation du rendement d'une forêt autochtone par implantation ponctuelle d'essences exotiques, ou remplacement total de celle-ci par de nouvelles essences (Carrere, 1990).

Mais cette pensée a été précédée de nombreux cas "spontanés" d'amélioration des peuplements autochtones, essentiellement dans les îles du Río Uruguay, où l'on relève très tôt la plantation de peupliers et d'eucalyptus (espèces exotiques pour l'Uruguay). Dans les années 1870-1920, les îles de propriété publique du Río

<sup>28</sup> - Un autre document de 1899 (Montero, Apéndice VI, doc.3) présente un cas similaire mais dont le protagoniste est un agent de l'Etat : le Général Don Gregorio Castro a pris possession d'un îlot du fleuve Uruguay du département d'Artigas, au nom du Gouvernement, au cours de l'année 1898. Dans une lettre au Ministère des finances daté du 31 janvier 1899, il indique avoir "*fait construire des habitations et des plantations, comme moyen de rendre réelle et effective la possession de l'île [Gaspar]*".

<sup>29</sup> - Certains habitants des îles du Río Uruguay pratiquent encore aujourd'hui la culture de saules indigènes par plantation de tiges qui prennent racine sur les zones inondables des bords du fleuve (observations personnelles). Les contrats de location des îles du même fleuve, dans les années 1870-1890, comprennent presque tous une clause stipulant la plantation de saules en échange de l'usufruit de l'île.

<sup>26</sup> - Archivo General de la Nación, Archivo de Hacienda y Gobierno (AGN.AGH) : Caja 51, legajo 32.

<sup>27</sup> - AGN.AGH. C132, L225.

Uruguay ont été en partie louées à des particuliers. La plupart des contrats de location relevés entre 1875 et 1920 (14 sur 21)<sup>30</sup> mentionnent la plantation d'arbres dans les îles par le locataire comme un mode de paiement du loyer, qui s'ajoute au versement en argent : si les saules autochtones sont fréquemment cités, les plus demandés sont par ordre décroissant les peupliers, les eucalyptus, les arbres de paradis (*Melia azedarach*), et enfin les arbres fruitiers. De rares documents évoquent aussi pins et acacias. Même s'il est à noter que rares sont les locataires qui s'acquittent complètement de leurs devoirs, au vu des nombreuses dénonciations de la part des autorités, "l'amélioration" des forêts insulaires par plantations exotiques semble donc s'être affirmée dans cette partie du pays comme une monnaie d'échange dans la location des îles. Là encore, des prémisses d'aménagement forestier accompagnent la volonté d'affirmer une possession des forêts, dans des territoires au statut foncier encore flou ; dans ce dernier cas, c'est le statut de terres de propriété publique qu'il s'agit de défendre : louer des îles en échange de la plantation d'arbres sur celles-ci est une façon de marquer la présence de l'autorité publique tout en faisant fructifier un bien de l'Etat.

La première mise en cohérence théorique de cette position amélioracioniste a été l'œuvre de l'ingénieur agronome Quinteros (1934). Son idée centrale est de créer des futaies à l'aide d'arbres "étrangers" plantés dans les "milieux forestiers" autochtones : "...nous devons planter, former de grandes forêts, mêlées à nos forêts indigènes, pour que la Forêt Nationale [Selva Nacional] soit complète et forme une richesse forestière indiscutable. Les forêts natives sont des forêts basses, nous devons donc leur donner de la hauteur avec des arbres exotiques, afin de tirer le meilleur profit de leurs irremplaçables sols". López et Cussac (1943) reprennent cette idée dans des termes similaires.

Cette pensée qui érige en idéal une sorte de modèle de facilitation à échelle écosystémique -un premier écosystème forestier devant préparer l'avènement d'un second écosystème- ouvre de fait la voie à un aménagement uniquement centré sur les espèces exotiques. La limite entre idéal amélioracioniste et substitutionniste est poreuse : les idées formulées par nombre d'auteurs mènent de fait à une marginalisation des arbres autochtones au profit des exotiques, à l'instar de Rubbo (1943.a), pour qui "prétendre imposer nos bois indigènes sur le marché est absurde", car cela aurait pour "coupable" conséquence de "réléguer au second plan les espèces exotiques d'excellente qualité et quantité, qui s'adaptent admirablement à notre environnement, comme les chênes, frênes, acacias, eucalyptus, pins, etc". Pour lui, le rôle principal des forêts indigènes est de préparer le "milieu" aux essences exotiques ; il s'agit en somme de susciter par plantation une bifurcation écologique menant à l'avènement de nouvelles forêts.

<sup>30</sup> - Documents AGN.AGH : 1875.111, 1880.123, 1891.10. Documents Montero, Apéndice VI : 8, 11, 13, 21, 27, 35, 51, 54, 71, 74, 79.

Cette période des années 1930-1940 est la seule qui ait légué quelques recommandations précises de gestion des forêts autochtones, et quelques exemples d'actions effectives liées à ces recommandations. Rubbo (1943.a) détaille ainsi les types de régimes possibles : système "layon" (coupes rases en bandes avec haies séparatrices, régime de taillis pour production de charbon), taillis composite par coupes rases laissant quelques semenciers, régime mixte mêlant taillis "natif" et futaie exotique. Cette dernière méthode semble avoir été la plus appliquée dans les îles publiques du Río Uruguay (voir figure 3). Elle consistait à planter des essences exotiques dans des layons ouverts en forêt, tout en laissant repousser de souche les arbres natifs. On passait ainsi à un taillis-sous-futaie, qui lors de la coupe des exotiques, revenait à un régime simple de taillis, mais avec des espèces exotiques.

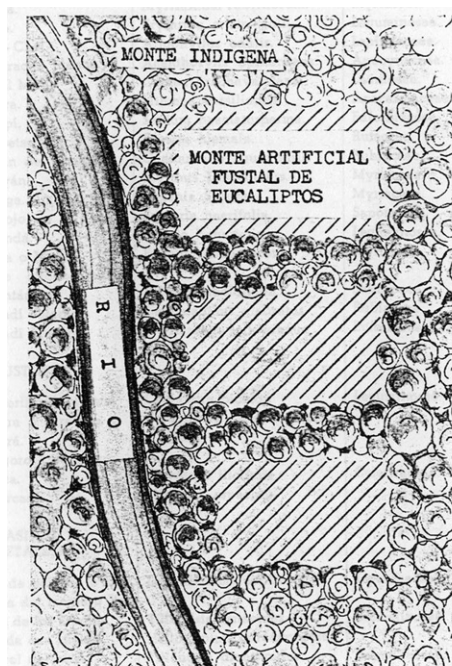


Figura 10.  
REGIMEN TALLAR Y FUSTAL. — Método de cortas alternas con repoblación de fustales (Eucaliptos, etc.). — MUY BUEN SISTEMA. — Es el sistema empleado por el Servicio Forestal en las Islas Fiscales.

Figure 2. Croquis illustrant le régime mixte d'exploitation des forêts insulaires publiques (Río Negro et Río Uruguay). Rubbo, 1943.a.

L'essentiel de ces actions semblent avoir été abandonné durant la seconde moitié du XXe siècle. Le constat établi par Nebel (1989) explique cet arrêt de la gestion amélioratrice des îles par les excès commis (nous y reviendrons) par les particuliers auxquels avaient été sous-traitées les tâches de coupe et plantation. Mais il l'explique aussi par le fait que ce type d'exploitation entraînait une dégradation de la qualité productive des forêts : la méthode de la coupe claire sur de larges surfaces, sans replantations ultérieures, a provoqué le développement d'arbustes pionniers de médiocre qualité qui ont limité le développement des essences les

plus recherchées. Sur les îles de Barrientos et Naranjo (Río Negro), il estime que 45 ans après la fin des coupes, la forêt est à peine en cours d'amélioration en termes productifs.

### Des forêts spontanées hors du champ de l'aménagement forestier (1950-2000)

La seconde moitié du XXe siècle marque le passage à un changement complet de paradigme d'aménagement. Les forêts autochtones sortent complètement de l'orbite de l'aménagement forestier sous l'effet de deux mouvements puissants : d'un côté, le développement des plantations d'eucalyptus sur des zones de prairies, de l'autre l'essor de certaines idées écologistes, selon lesquelles une forêt autochtone n'a pas à être aménagée. Les très rares textes promouvant une gestion de ces boisements concernent désormais des recommandations d'actions ponctuelles au sein des établissements agro-pastoraux (Caldevilla & Quintillán 1998).

La motivation de ceux qui réfléchissent à l'aménagement forestier en Uruguay est de sortir le pays de la dépendance vis-à-vis de pays tiers pour la consommation de bois (pulpe et bois d'œuvre essentiellement) : la priorité est donc bien de gagner son "indépendance" vis-à-vis des marchés du bois étrangers et de former "les bases de nouvelles industries dans le milieu rural" (López & Cussac, 1943). Face au constat du "mauvais état" des forêts autochtones, sous régime de taillis, perçues comme peu productives, l'option de la plantation pure d'espèces exotiques s'impose très vite. Au niveau étatique, on peut sans doute dater des années 1950 le début de l'abandon complet d'une prétention à "améliorer" les forêts autochtones, sous l'influence de conseillers anglo-saxons venus sur place élaborer des plans de développement agricole.

Le "Plan Forestal" contenu dans le Plan de développement agraire National de 1947, élaboré par le Ministère de l'Elevage et de l'Agriculture, propose une "forestation" à la charge de l'Etat pour l'essentiel, visant au boisement des terres publiques (terras fiscales) "improductives" : îles, marais, collines rocheuses, massifs dunaires. A cet élargissement de l'aire potentiellement concernée par l'aménagement forestier, fait suite le rapport d'une mission technique menée en 1951, sous l'égide de la Banque Internationale pour la reconstruction et le développement et la F.A.O (Organisation des Nations Unies pour l'agriculture et l'alimentation). Cette mission publie alors des "Recommandations pour le développement agricole de l'Uruguay", dont le chapitre 13 traite de "Sylviculture" ; il est rédigé par un suisse, Hans G. Winkelmann, seul européen au sein d'une équipe de nord-américains. Si le but reste de faire sortir le pays de la dépendance des importations, estimées alors à 100.000 tonnes de bois et à 7 millions de dollars annuels, tous produits confondus, la nouveauté consiste à se donner un objectif chiffré de plantation, soit 200.000 hectares. Leur fonction sera de produire du bois de qualité, mais aussi de fournir une protection contre l'érosion, et un abri pour le bétail. Même si l'idée de

favoriser une amélioration de l'état des forêts autochtones est encore rapidement évoquée<sup>31</sup>, le rapport se singularise surtout par son insistance sur les plantations exotiques et par le fait que la forestation se doit d'être le fruit d'initiatives privées bénéficiant d'incitations de l'Etat. L'aboutissement de ce processus sera la promulgation, en 1987, d'une loi "forestière", établissant d'importantes aides publiques aux initiatives privées, et dont la conséquence sera la plantation de quelques 640.000 hectares exotiques entre 1988 et 2003, sur des zones de prairies ou d'anciens labours.

Parallèlement à cet état de fait, et alors que dans le pays la surface "native" s'étoffe à nouveau après une période d'étiage dans les années 1940-1970<sup>32</sup>, des mesures sont prises par le biais de la loi forestière de 1987 pour contrôler les coupes excessives au sein des établissements ruraux. Ces textes sont le fruit de réflexions au sein du monde des agronomes, qui occupent la plupart des postes des ministères concernés (celui de l'Elevage et de l'Agriculture en particulier, dont relève le service forestier). Dans les années 1980, l'idée est acquise que la gestion dans un but de production de bois n'est pas rentable ; les forêts autochtones valent surtout pour les services qu'elles rendent à la société en termes de protection écologique, ce qui en Uruguay se traduit par "valeur de conséquence" (Porcile, 1988). De même, la Commission Forestière de l'Association des Ingénieurs Agronomes recommande en 1986 l'élaboration de normes législatives interdisant la coupe des *montes nativos* et estime qu'on "ne devrait les considérer que comme fournisseurs de bois et de poteaux à destination des seuls établissements [agro-pastoraux] où ils sont situés" (Dirección forestal, 1990).

### La continuité d'une gestion publique par délégation : 300 ans de normes "réglant" l'usage des forêts

<sup>31</sup> - Ministerio de Ganadería y Agricultura. 1951 (p72) : "... on ne doit pas oublier qu'environ 80% de l'aire forestière de l'Uruguay consiste en des forêts naturelles en mauvaises conditions, et que leur amélioration doit aussi produire un rendement substantiellement amélioré".

<sup>32</sup> *Variation de la surface totale des "montes nativos" du pays selon les recensements agricoles* (la surface totale nationale est légèrement supérieure, car dans ces recensements les terres publiques ne sont pas prises en compte). Voir tableau en note de bas de page suivante :

Année	1937	1951	1956	1961	1966
Total	528.771	391.432	434.421	449.833	419.427
Année	1970	1980	1990	2000	
Total	483.081	448.217	496.474	589.853	

Source : Gautreau, thèse en cours. M.G.A.P., D.I.E.A., repris de Carrere pour les recensements de 1937 à 1980 (Carrere, 1990.c).

Cette grande inflexion historique des années 1950 cache de fait une certaine continuité du rôle d'un des principaux acteurs de l'aménagement, la puissance publique, d'abord coloniale sous les traits du Gouverneur de la place de Montevideo, puis indépendante avec l'affirmation de l'Etat Uruguayen dans les années 1830. Ce qui caractérise ce rôle, c'est une production de normes d'usage des forêts, toujours menée dans un cadre de faible implication directe de l' "Etat" au sens large dans cette gestion. La période dans son ensemble est donc caractérisée par un décalage entre un idéal d'aménagement de la forêt native dessinée par les textes de la puissance publique, et la réalité de cet aménagement, généralement marquée par le non-respect de ces mêmes textes et l'excès des coupes. Ce n'est qu'actuellement, mais dans un cadre de faible pression sur les formations forestières natives, qu'une ébauche d'adéquation entre gestion forestière et cadre normatif s'ébauche.

L'époque coloniale établit un corpus de décrets aussi cohérent dans sa volonté de régler l'usage d'une ressource en bois peu importante que constamment violé au quotidien. Le statut de bien d'usage public des forêts est dérivé directement des lois des Indes qui régissent l'ensemble de l'Amérique espagnole (Gautreau, 2003.b). Ce statut est constamment rappelé dans les décisions du Cabildo de Montevideo<sup>33</sup>, l'autorité municipale de la ville, par les décisions du 23 novembre 1745 et du 5 mars 1746<sup>34</sup>, qui notent que "*chemins et forêts doivent être publics*". La coupe est très tôt réglementée par l'octroi de "licences" de bûcheronnage aux particuliers<sup>35</sup>. Enfin, les modalités même de cette coupe sont régies par l'article 59 de l'Ordonnance Royale des Intendants, qui établit des règles simples : les arbres ne doivent être coupés que lors des mois d'hiver (mai à août ici), et l'on doit systématiquement laisser le tronc avec une fourche et une branche à chaque extrémité de la fourche (*horqueta y pendón*).

Au cours du XIXe, une évolution de fait mène cependant à une privatisation croissante de l'usage des forêts, occasionnant de nombreux conflits. Le changement majeur intervient en 1876 avec l'instauration du Code Rural qui, en reconnaissant le statut privé des forêts, semble avoir surtout confirmé un fait accompli. Désormais hors du champ d'action de l'Etat, les forêts sont exploitées par les propriétaires privés. Seules les forêts "fiscales", c'est à dire publiques, situées pour la plus grande partie dans les îles et autres zones marginales du pays (massifs dunaires de la côte Atlantique), font encore l'objet d'actions de la part de la puissance publique. Et là encore, c'est le principe de délégation des actions qui prime.

Les motifs de la location des îles publiques sont variés, mais l'une des raisons est d'améliorer la qualité des boisements en exigeant

des locataires qu'ils plantent des arbres exotiques ; la raison de ce non-engagement direct de l'Etat dans l'exploitation de ses îles tient sans doute aux moyens financiers réduits dont il dispose alors. Les grandes périodes de demande de location<sup>36</sup> pour le Río Uruguay concernent les années 1866-67 (15 îles sont demandées), 1888 (7 îles demandées), 1895 (17 îles), 1902 (11 îles). Un décret gouvernemental du 28 octobre 1861 semble avoir été à l'origine de ce mouvement de location des îles de cette portion du pays<sup>37</sup>, qui cesse en 1911 face au constat de l'abus des locataires : la plupart de ceux ayant obtenu un usage des îles ont opéré des coupes rases sans remplir les contreparties exigées en termes de replantation. L'ingénieur Weigelt (Montero, 1955) qui inspecte en 1923 ces îles constate avec indignation que ne dominant plus, sur de vastes surfaces, que des buissonnaies basses, impropres à la production et freinant la venue d'essences forestières "utiles".

Délégation des opérations de coupe de la forêt et faible dotation des corps de contrôle vont de pair pour expliquer le caractère chaotique de la gestion des forêts insulaires sous la direction théorique de l'Etat. Les îles du Río Negro, au sud du premier groupe précédemment cité, connaissent le même sort entre les années 1924 et 1944 (Nebel, 1989). L'exploitation est concédée à des particuliers (*destajistas*) auxquels on donne des consignes strictes : par exemple, couper 30 stères et faire 600 fagots par mois, et planter sur les zones éclaircies 1000 peupliers par an. En 1938 un second type de contrat apparaît, qui concède à des "*amarilleros*" le droit de coupe des amarillos (*Terminalia australis*), servant à des travaux de vannerie. Fait isolé dans l'histoire de la gestion des forêts uruguayennes, quelques groupes d'hommes sont directement payés par l'Administration pour effectuer des travaux de plantations d'exotiques, sous la direction d'un ingénieur agronome. Suite à plusieurs rapports, tous les contrats sont rompus en 1945, face au constat de leurs effets : les îles sont en grande partie rasées, sans avoir été replantées.

A la différence des rares forêts publiques, les forêts privées sont hors de tout cadre normatif durant la majeure partie du XXe siècle. Ce n'est qu'à partir de la loi forestière de 1987 que la gestion au sein des propriétés privées connaît une amorce de contrôle de la part du Ministère de l'Elevage et de l'Agriculture, mais dans un sens limitant au maximum tout véritable aménagement dans une perspective de gestion productive des surfaces boisées. En effet, le thème central de cette loi (28 décembre 1987, N°15.939 et décrets successifs d'application) est l'interdiction de coupe, par le biais de son article 24. Elle restreint le droit de coupe aux besoins internes de l'établissement : bois de

<sup>33</sup> Actuelle capitale du pays, à l'origine avant-poste oriental de la Vice-Royauté du Río de la Plata face à l'Empire portugais.

<sup>34</sup> - Acuerdos del Extinguido Cabildo de Montevideo.

<sup>35</sup> - Acuerdos del Extinguido Cabildo de Montevideo, 5 mars 1747 et 7 janvier 1749.

<sup>36</sup> - Sources consultées : Montero, Apéndice VI ; Archivo General de la Nación, Archivo de Hacienda y Gobierno.

<sup>37</sup> - L'un des documents tirés de Montero (document 7) indique que "*l'objet de cette disposition gouvernementale a été de mettre à disposition de l'industrie toute les terres utilisables de l'Etat, ouvrir la propriété fiscale et augmenter la rente grâce à un loyer équitable, accessible à tous les possédants*".

chauffage, bois pour menues réparations et fabrications de piquets de clôtures. Le Ministère de l'Élevage et de l'Agriculture est chargé d'une part de l'octroi d'autorisation de coupes, sur la demande du propriétaire, et d'autre part du contrôle du déplacement des produits de cette coupe au cas où le propriétaire désire les vendre. Les effets de cette loi sont difficiles à évaluer, du fait d'un manque de production d'études et de statistiques à son sujet ; il existe une perception diffuse d'atteintes à la loi (coupes clandestines et ventes de bois non autorisées), sans que l'on puisse affirmer qu'il s'agit d'un phénomène massif. L'augmentation significative des surfaces boisées au sein des établissements (voir note viii) semble avoir été enclenchée à partir des années 1980, donc avant la mise en place de la loi ; cette augmentation semble être plus redevable d'un faisceau de facteurs divers que des effets de la législation : baisse de la demande en bois "natif", pressions pastorales diminuées, changement climatique...

Mais l'essentiel, d'un point de vue d'aménagement, est de remarquer que cette loi, si elle favorise certainement une extension des formations arborescentes, interdit dans les faits la mise en place d'une véritable gestion des forêts, en freinant notablement la mise en exploitation. De 1991 à 2002, seuls 21.911 hectares ont pu être soit coupés, soit éclaircis à la faveur d'une autorisation ministérielle, ce qui ne représente que 4.4% de l'ensemble des forêts recensées dans les établissements agricoles durant les années 1990 (environ 500.000 ha). Sous couvert d'une reprise en main de la gestion des formations boisées par l'État, cette législation confirme donc la mise à l'écart des forêts autochtones de la sphère de l'aménagement.

### **La difficile conceptualisation scientifique et institutionnelle d'un objet "autochtone"**

Parmi les raisons qui peuvent expliquer ce non-aménagement des forêts uruguayennes, il nous semble décisif d'évaluer le travail des institutions gouvernementales (ministères) et des institutions de recherche dans l'élaboration d'un corpus de connaissances sur ces forêts, corpus sans lequel toute action d'aménagement est impossible. Sans oublier les limitations dues à la faible dotation financière de ces organismes<sup>38</sup>, il est remarquable que les forêts n'aient à aucun moment fait l'objet de travaux en profondeur permettant de comprendre leur dynamique à la fois écologique mais aussi territoriale. Globalement, on n'a guère pu répondre encore à la question pourtant essentielle en termes d'aménagement : que faire de la forêt dans un territoire de prairie ?

### **La forêt uruguayenne : un impensé**

Pour des motifs relatifs à l'histoire de l'université, la recherche en végétation en Uruguay, à la rare exception d'un chercheur

---

<sup>38</sup> - Une situation dont se plaignent en particulier les ingénieurs agronomes chargés des questions forestières dès les années 1940.

géographe (Jorge Chebataroff, 1909-1984), a été menée par des botanistes et des agronomes, et s'est essentiellement intéressée jusqu'aux années 1980 à des questions floristiques, au détriment des thèmes écologiques ou de formations végétales.

Ainsi, si la connaissance botanique des forêts commence à être connue grâce à divers travaux d'ampleur nationale (Grela, 2004 ; Alonso Paz & Bassagoda, 2001), les études sur les dynamiques de végétation sont inexistantes, celles liant sols et essences, rares et anciennes (Panario et al., 1974). L'Uruguay, longtemps considéré, faute d'études précises, comme un simple prolongement des pampas argentines, montre désormais un visage plus complexe au travers de certaines études en cours (Gautreau, 2003.a) : l'espace uruguayen s'apparente davantage à un vaste écotone entre prairies tempérées et forêts subtropicales, composé de formations ligneuses originales insérées dans une « matrice » de prairies elles-mêmes diversifiées. Enfin, aucune réflexion n'a été entreprise visant à comprendre le fonctionnement des forêts à l'échelle pertinente pour un aménagement : celle des "estancias", ou grandes fermes mêlant élevage et agriculture, et qui engloberaient plus de 90% des espaces boisés du pays. Toute gestion forestière actuelle ne peut que passer par la définition d'un corpus technique et scientifique permettant des actions incitatives à l'adresse des propriétaires privés (Capo et ali., à paraître).

A la vision globalisatrice que supposerait une gestion, s'opposent à la fois l'idée diffuse que la variabilité floristique et structurelle des forêts locales est telle qu'elle interdit des travaux de cartographie fine, l'énoncé de règles générales d'aménagement à des fins productives, la formalisation de normes techniques sylvicoles. L'opinion des ingénieurs de la première moitié du XXe siècle (Weigelt, in Montero, 1955 ; I.S.A.P., 1943), qui dénonçaient la mauvaise venue des forêts locales, traitées en taillis et donc basses, difficilement pénétrables et peu productives, irrigue encore les esprits au point que l'on se désintéresse de la majeure partie des forêts, perçues comme "pauvres", au profit de certains monuments paysagers, qui concentrent l'attention des chercheurs et celle du public en général. La majeure partie des monographies concernant le *monte nativo* s'attache à décrire des zones exceptionnelles d'un point de vue paysager et floristique : isolats boisés de Porrúa et de la Sierra Mahoma, étudiés par Chebataroff (1944, 1960) ; thèses de fin d'études<sup>39</sup> d'agronomes sur les forêts de reculées basaltiques du nord du pays, qui ne représentent qu'une infime partie des forêts nationales.

Dans les années 1960-70, alors que le pays se dote d'instruments de gestion agronomique importants (carte au 1/40.000e des groupes de sols en fonction de leur productivité potentielle), la recherche forestière s'arrête en 1979 avec la confection d'une carte des *montes nativos* dont l'échelle - 1/250.000e - interdit

---

<sup>39</sup> - Sur 9 thèses soutenues à la Faculté d'Agronomie entre 1981 et 1998, 4 traitent de ce type de formation.

toute forme de gestion. L'essentiel des zones boisées, formées de ripisylves de quelques centaines de mètres de large, ou d'essaims d'îlots boisés de quelques hectares, sont représentés par un simple trait ou un semis de points. Le *monte nativo* est cartographié selon deux classes, "dense" et "peu dense", ce qui représente à l'évidence une simplification excessive. Enfin, d'importantes erreurs de dessin (décalages de plusieurs centaines de mètres entre deux feuilles différentes) achèvent de rendre ce document simplement consultatif.

En termes écologiques, l'absence de vision dynamique empêche de considérer comme forêt autre chose que les peuplements strictement arborescents, alors que la plupart des zones boisées forment une mosaïque comportant d'importants secteurs occupés par des faciès pionniers ou post-pionniers, témoins de l'importance passée (charbonnage, bûcheronnage) des usages anthropiques. Nombre de ces secteurs étant des forêts en puissance, leur non prise en compte interdit la mise en place de mesures effectives de gestion.

Enfin, le développement de connaissances botaniques sur les environ 220 espèces arborescentes et arbustives que compte le pays ne s'est pas accompagné de recherches analysant les exigences écologiques de celles-ci. L'évocation d'espèces indigènes à des fins sylvicoles apparaît anecdotique et peu étayée par des connaissances solides. L'ingénieur Weigelt (in : Montero, 1955) en 1923 est certainement l'ingénieur faisant le plus de cas des espèces autochtones pour l'amélioration de l'état des forêts des îles du Río Uruguay. Les zones hautes de ces îles doivent être plantées en peupliers de Caroline ou d'Italie, mais les parties basses, inondables et aux sols compacts, devront selon lui recevoir des essences locales, saules (*Salix humboldtiana*) ou amarillos (*Terminalia australis*). Les zones brûlées, enfin, pourront être plantées en "Bambusa tacuara" (*Guadua trinii*), une poacée autochtone.

La production de graines et de plants à des fins sylvicoles est à la charge, dans les années 1920-1940, de la "Pépinière Nationale de Toledo"<sup>40</sup>. Le livre de López et Cussac (1943) est une synthèse des connaissances acquises par cette pépinière en matière de culture d'arbres. Il est symptomatique de voir que, malgré les affirmations des auteurs comme quoi certaines essences autochtones ont un intérêt sylvicole, sur un total de 102 espèces citées, seules 15 sont autochtones, soit 14.7%<sup>41</sup>. A part quelques indications de mode de coupe, les indications sylvicoles sur ces dernières sont rares, preuve que l'on réalise peu d'expérience voir

<sup>40</sup> - Chargée par les décrets 26/05 et 20/07 de 1922 de fournir des plantules pour la "reforestation" des îles.

<sup>41</sup> - Espèces citées : *Acanthosyris spinescens*, *Butia capitata*, *Citharexylum montevidense*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Erythrina cristagalli*, *Gleditsia amorphoide*, *Luehea divaricata*, *Parapiptadenia rigida*, *Prosopis nigra*, *Quillaja brasiliensis*, *Ruprechtia salicifolia*, *Salix humboldtiana*, *Schinus molle*, *Syagrus romanzoffiana*, *Terminalia australis*.

aucune avec elles. Les espèces exotiques sont mieux étudiées, accompagnées souvent d'une bibliographie étrangère, connues du point de vue de leur tolérance à la lumière et de quelques autres paramètres écologiques.

### Penser les forêts autochtones : analyse de deux exemples exceptionnels

Dans ces conditions, rares sont donc les pensées qui s'élaborent uniquement autour des forêts autochtones, et pour lesquelles ces forêts se suffisent à elles-mêmes, sans faire appel aux espèces exotiques. Deux exemples sont cependant à noter, qui chacun ont esquissé, à un moment donné, un mode de développement forestier possible pour l'Uruguay.

Ordoñana, l'un des rédacteurs du code rural de 1876, connu pour ses articles de réflexion sur le monde rural des années 1870, dessine ainsi par une suite de notes une perspective forestière centrée sur les espèces natives. Dès 1872, il signale qu'il veut "...développer le goût, pousser les propriétaires terriens à la culture et la propagation des arbres indigènes", propager "ces magnifiques arbres que la hache du bûcheron détruit avec constance", au détriment de "cette ridicule végétation exotique qu'on expose avec une pompeuse ostentation dans le district de la capitale". Il signale le premier le manque de connaissance agronomique sur ces arbres, en signale un certain nombre comme devant être étudiés en particulier.

En 1873, il indique que, "pour les plantations il faut préférer aux arbres exotiques les indigènes" ; les premiers ne doivent être considérés que durant un second temps, car "on a observé que les peuples, pour leurs plantations forestières, ont toujours préféré les arbres indigènes aux arbres exotiques, et qu'ils ont ensuite fait place aux étrangers qui se sont ajustés simplement aux conditions moyennes de leur nouvelle patrie, sans pour cela se faire grande violence". Même s'il critique Tomkinson, la personne ayant probablement importé en Uruguay les premiers plants d'eucalyptus, et milite pour une sylviculture indigène puisque "... le paysan du Río Negro ne mentait pas lorsqu'il disait que le pays possédait dans ses forêts des arbres qui n'avaient rien à envier à ceux qui poussaient dans d'autres zones similaires [à celles du pays]", il se défend cependant de refuser l'introduction d'exotiques. On peut certainement voir en lui le premier penseur à esquisser un plan de recherche sur la question, proposant à la fois des études régionales pour analyser les "...différentes conditions de production et particulièrement les masses boisées, en indiquant les espèces dominantes et les subordonnées...", et indiquant la nécessité de créer des pépinières dans les différents départements, où l'on procéderait à des essais de culture d'arbres.

A ces notes d'Ordoñana on peut ajouter le remarquable ouvrage collectif de l'Institut Sudaméricain du Pétrole, qui publie en 1943 un "Mémoire sur l'approvisionnement et la rationalisation de l'emploi des combustibles". Plusieurs contributions (cf.



bibliographie) traitent du *monte nativo* et constituent sans doute le principal -sinon le seul- document conséquent publié par les experts du Service Forestier, qui résume les connaissances de cette institution relevant du ministère de l'Élevage et de l'Agriculture dans les années 1940. Durant la seconde guerre mondiale, les difficultés d'approvisionnement en pétrole posent un problème énergétique à l'Uruguay. Plusieurs solutions sont envisagées, dont la création de barrages hydroélectriques, ainsi que la mise en exploitation des forêts natives. Convoquée dans l'urgence, la conférence ayant mené à la réalisation du mémoire constitue le seul moment où a été élaboré, quoique de façon rapide et sans application réelle connue, un plan d'aménagement des forêts autochtones, centré sur les espèces locales et incluant une vision territoriale : en somme, c'est un exemple unique où ces forêts sont considérées comme se suffisant à elles-mêmes dans une perspective de production de bois-énergie. Les deux contributions de Chavez Imizcoz & López sont celles qui détaillent le plus le projet, pensé pour répondre à un état de crise latent : "*face au manque de combustibles importés, qui va se répétant, nous croyons qu'il est nécessaire d'envisager une exploitation rationnelle et permanente des forêts naturelles. En prenant les mesures nécessaires, on pourra les améliorer et les régénérer, au bénéfice de tout le pays*". Selon leurs calculs, il aurait alors suffi, dans un rayon de 200 km autour de la capitale, de localiser les forêts situées à moins de 30 km d'un point d'embarquement ferroviaire (pour des questions de coût de transport). En sélectionnant 70.000 hectares, soit 14% des forêts de l'époque, et en en exploitant 3500 hectares par an, avec une révolution de 20 ans, on pouvait selon eux produire 262.000 tonnes annuelles de bois, dont 62.500 tonnes seraient destinées à la consommation normale et le reste à la substitution de 60% du kérosène et de 25% du fuel-oil dont le pays avait alors besoin.

### **L'influence de modèles importés : un blocage culturel ?**

Parmi les facteurs donnant raison de cette construction inachevée d'un "objet" forestier autochtone, certains courants de pensée européens et nord-américains semblent avoir joué un rôle important, et ce selon deux modalités : d'une part en créant une sorte de "complexe" de pays sous-boisé, perceptible dans certains discours, d'autre part en favorisant une conception plus quantitative que qualitative de la forêt, ce qui a mené à la politique de plantation extensive de la fin des années 1990, au détriment de la mise en place de plans de gestion qualitatifs des forêts existantes.

### **L'Uruguay comme parent pauvre de l'Amérique forestière : entre complexes et visées morales**

L'Uruguay institutionnel et universitaire de la première moitié du XXe siècle a pour modèle l'Europe. Cette fascination est l'un des éléments qui a interdit le développement de modèles forestiers propres, puisque de la comparaison avec les "grands" pays forestiers, on aboutit au constat que le pays ne possède pas la surface que se "doit" d'avoir un pays "civilisé". L'essentiel des

actions envisagées alors est donc plus d'ordre quantitatif -il faut atteindre un seuil minimal de boisement du territoire- que d'ordre qualitatif (gestion de l'existant).

L'ingénieur Rubbo (1943.a), l'un des plus importants techniciens ministériels de l'époque, le dit avec insistance : "*...la formation, conservation et exploitation rationnelle des forêts a été et sera une constante préoccupation des pays civilisés*" ; "*...nous figurons à l'avant-garde des pays civilisés, mais en termes de forêts, nous sommes à l'arrière-garde...*" ; "*...l'Etat doit prendre d'urgentes mesures pour protéger la forêt, qui est symbole de civilisation...*"

L'augmentation des surfaces boisées est censée produire des améliorations diverses, parmi lesquelles la progression de la "morale" n'est pas la moins importante. Plans de "forestation" et contrôle social vont ainsi de pair dans le projet de création d'une société anonyme, la "Forestal Colonizadora Uruguay", qui sollicite le gouvernement pour obtenir en 1889<sup>42</sup> l'exploitation de plusieurs îles d'une rivière proche de la capitale, Montevideo : "*Personne n'ignore, d'autre part, au-delà des aspects économiques de l'affaire, les bénéfiques et admirables effets des boisements, tant du point de vue climatique et hygiénique, que pour les questions agricoles et pastorales, et même du point de vue moral*". Afin d'obtenir cette concession d'îles publiques, les demandeurs ne proposent-ils pas en parallèle de construire une école agricole... et un pénitencier rural !

Dans ce pays de vastes espaces ouverts, l'arbre est ainsi encensé comme outil de moralisation, à l'instar d'Ordoñana (1872), pour qui "*les arbres nous servent de culture et de civilité*". Le Gouvernement reprend les mêmes justifications pour promulguer en 1900 un décret "disposant de la célébration annuelle de la fête l'arbre" (décret 467.1900) : "*Vu l'immense préjudice que la destruction inconsiderée des forêts naturelles et artificielles inflige au pays, [...] que l'harmonie naturelle de l'organisme terrestre se trouve perturbée dans les pays sans forêts ; que parmi tous les peuples antiques, les arbres ont toujours fait l'objet d'un culte spécial [...] ; qu'il existe un intérêt positif à consacrer un jour par an à la plantation d'arbres, comme enseignement civil des nouvelles générations*". Tout aussi enthousiaste, un décret de 1930 autorise les pépinières publiques à fournir gratuitement en semences d'arbres la "Sociedad Forestal del Uruguay", au motif qu'elle poursuit par sa volonté de plantation des "buts patriotiques".

<sup>42</sup> - AGN.AGH. 1889.24

CUADRO I  
Superficie boscosa de diversos países

NACIONES:	Superficie cubierta de montes. Hás.	Relación con la superficie total (tanto por 100)
Suecia . . . . .	19.000.000	46
Rusia europea (comprendida Finlandia) . .	206.000.000	39
Servia . . . . .	1.546.000	38
Austria-Hungría (con Bosnia y Herzegovina)	19.925.110	31,1
Bulgaria . . . . .	3.041.126	30
Alemania . . . . .	13.900.600	26
Noruega . . . . .	6.820.000	21
Rumania . . . . .	2.774.048	21
Suiza . . . . .	842.000	20
Francia . . . . .	9.550.000	17,9
Bélgica . . . . .	506.000	17,2
Italia . . . . .	4.093.000	14
Grecia . . . . .	830.000	13
Países Bajos . . . . .	248.000	7,5
Dinamarca . . . . .	241.430	6,3
Portugal . . . . .	500.000	5,4
Gran Bretaña e Irlanda . . . . .	1.229.000	4
<b>América del Norte:</b>		
Canadá . . . . .	323.000.000	38
Estados Unidos . . . . .	200.000.000	25
<b>América del Sur:</b>		
Argentina . . . . .	100.000.000	30
Brasil . . . . .	285.000.000	33
Paraguay . . . . .	26.000.000	66
Uruguay . . . . .	600.000	3

Figure 3. Tableau comparatif du pourcentage territorial de boisement pour divers pays, construit de manière à mettre en évidence l'indigence de la situation uruguayenne. Rubbo, 1943.a.

Bien que le pays tire l'essentiel de ses richesses du tapis herbacé qui couvre plus de 80% du pays, ce manque d'arbres serait alors un ferment de désordre tant naturel que social ? Ces textes où se mêlent à la fois une certaine emphase et une absence de perception du rôle fondamental d'autres formations végétales expliquent selon nous les limites des approches techniques de gestion des forêts, trop inspirées de visions extra-territoriales pour bien en percevoir les particularités locales.

### L'impact des modèles sylvicoles et préservationnistes

Cette assimilation de la forêt à la culture s'appuie en outre sur des courants de pensée élaborés hors du pays et pour d'autres milieux, importés lors des visites d'experts internationaux, et teintés des idées naissantes de l'écologie appliquée au monde agricole.

Les plans de développement agro-pastoraux de 1947 et de 1951 (Ministerio de Ganadería y Agricultura) déjà cités, justifient en partie le besoin de planter pour des raisons d'érosion. Cette lutte par le biais du boisement est un mode d'action pour partie développé dans les pays à fortes pentes, où une déforestation a

déclenché des processus érosifs importants. Dans un Uruguay aux pentes plus modestes, l'érosion est un phénomène bien réel, observé depuis le début du siècle, mais bien plus dû à la rupture du tapis herbacé par l'agriculture ou le surpâturage qu'à la déforestation. Signe de ce recours permanent aux référents extra-territoriaux en termes d'aménagement forestier, le fait que Humboldt, parlant des besoins de replanter les fortes pentes du Venezuela, soit convoqué par López & Cussac (1943) pour justifier le besoin d'accroître les forêts uruguayennes. Le rôle direct de techniciens étrangers ne doit donc pas être négligé dans cette application de prêts-à-penser agronomiques à une réalité écologique mal cernée. L'expert sylviculteur du plan de 1951 ne signale-t-il pas que *"L'objectif primordial de la reforestation uruguayenne devra être le rétablissement de certains équilibres locaux sérieusement menacés actuellement, ainsi qu'augmenter la capacité de production du pays"*? Cette époque marque ainsi le début d'une période où l'on assimile des problématiques touchant la prairie à des questions forestières, et où l'on parle de "re"-forestation alors qu'il s'agit de planter des ligneux hauts sur un tapis herbacé dont on n'a guère de preuve qu'il ait été occupé par de la forêt au cours des derniers siècles.

Dernier exemple enfin de cette influence extérieure, la référence à de prétendus "seuils" minimaux de boisement d'un pays, en deçà desquels les "problèmes" apparaissent. D'un côté López et Cussac (1943) affirment que *"...l'Uruguay est naturellement pauvre en forêts, et sa pauvreté est d'autant plus notoire qu'il est proche de pays à forte richesse forestière comme le Brésil et l'Argentine, et par sa situation sur un continent occupé par des forêts étendues et des jungles impénétrables. Le pourcentage forestier du pays correspond à 3,21% de la superficie territoriale, alors que l'on considère que le pourcentage minimum efficace est de 20% [...]. La pauvreté forestière amène de sérieux inconvénients d'ordre climatique, économique et édaphique"*. De l'autre, l'ingénieur Rubbo estime en 1943 que *"l'Uruguay est l'un des pays les plus pauvres en forêts, à peine 3% de son territoire est occupé par des forêts, alors que le desideratum doit être de 30%"*.

### Le problème foncier

L'élément ayant limité drastiquement toute possibilité d'aménagement forestier est cependant à rechercher dans la question foncière, la marge de manœuvre dans ce domaine ayant toujours été minimale pour les institutions susceptibles d'impulser cet aménagement.

Le rêve de l'ingénieur Quinteros en 1934 consistait à développer une "Selva Nacional", ou Forêt Nationale. A partir des zones naturellement boisées, il s'agissait d'étoffer le couvert arborescent par une bonne gestion de l'existant et une amélioration par "enrichissement" avec espèces exotiques. Celle-ci formerait alors un "filet" couvrant le pays, et à partir de laquelle des propriétaires privés pourraient développer des plantations. Si l'idée de créer des forêts domaniales irrigue nombre de textes de la fin du XIXe

siècle, elle achoppera sur la faible extension des milieux pouvant effectivement servir à ces fins. Le décret de 1881<sup>43</sup> traitant des "montes públicos" définit de façon très précise comment ceux-ci doivent être gérés, clôturés, aménagés pour la production, surveillés. L'absence de forêts réellement constituées appartenant aux institutions publiques le rendra de fait sans objet.

Les décrets gouvernementaux de 1915<sup>44</sup> prévoyaient de développer les forêts (gestion des "naturelles" et plantation d'arbres) dans le cadre de la création de colonies agraires où l'on inciterait à la sylviculture. Dans ce cas aussi, ces idées étaient en décalage avec d'une part la faible ampleur des forêts déjà constituées possédées par l'Etat, et d'autre part le manque de formation sylvicole des populations des colonies. Il est d'ailleurs connu que le principal intérêt des colons était de s'adonner à l'élevage, souvent au détriment de l'agriculture elle-même... il était difficile de penser qu'ils auraient pu immobiliser pour plusieurs années partie de leur terres peu étendues dans l'attente de la pousse d'éventuels arbres. La faible implication de l'Etat dans la gestion directe des richesses agricoles a interdit l'acquisition de terres à boiser. La concentration des expériences forestières sur des terres marginales (les îles) et peu accessibles a fortement limité les éventuelles vocations sylvicoles qu'elles auraient pu susciter.

L'articulation propriété privée-acteurs institutionnels, la seule ayant une chance d'aboutir à des plans de gestion effectifs, a finalement systématiquement été sous-évaluée. Le seul travail ayant développé un plan de gestion national des forêts pour la production de bois-énergie (Chaves Imizcoz & López, 1943) n'évoque ainsi même pas la question de savoir qui va fournir ce bois, possédé pour l'essentiel par des propriétaires privés.

## Conclusion

Les relations entre forêts "natives" et aménagement, pour l'ensemble de la période courant du XVIII<sup>e</sup> au XX<sup>e</sup> siècle, semblent donc résulter d'un ensemble de déphasages. Hormis de notables exceptions à la fois dans les pratiques et dans les discours que l'on espère avoir mis en valeur, le déphasage est d'abord spatial : au cours du XX<sup>e</sup>, la sphère de l'aménagement forestier se détourne progressivement des secteurs historiquement boisés du pays, pour se concentrer sur des espaces vierges en termes d'arbres (les prairies), où l'on travaille à planter des essences exotiques. Mais le déphasage est sans doute avant tout culturel ; pour des raisons allant du manque de moyens investis dans la recherche à la prégnance de modèles de pensée inadaptés au pays, l'Uruguay ne réussit guère à s'approprier conceptuellement ses forêts autochtones, ce qui explique en

grande partie leur situation actuelle, peu touchées, mais aucunement aménagées.

Cet exemple illustre donc d'une certaine manière la permanence d'une "ingérence" (Rossi, 2000) des idéologies scientifiques et préservationnistes du "Nord" dans les modes de pensée à la fois sylvicoles et écologiques, de laquelle les pays du sud doivent s'émanciper pour arriver à formuler des problématiques propres à leurs réalités territoriales, et développer des conceptions de l'aménagement adaptées à leurs besoins.

## Bibliographie

- Acuerdos del Extinguido Cabildo de Montevideo.* In : Revista del Archivo General Administrativo ò colección de documentos para servir al estudio de la Historia de la República Oriental del Uruguay. Patrocinada por el Gobierno y dirigida por el Dr. D. Pedro Mascaró. Montevideo, Imprenta "El Siglo Ilustrado". 18 tomes.
- Alonso Paz, E. et Bassagoda, M.J. 2001. *La biodiversidad asociada a los bosques del Uruguay.* In : *Fitogeografía do Sul da América.* Ciência & Ambiente : (24).
- Capo, D., Gautreau, P., Simon, L. (A paraître). *La « Nature » contre le territoire : les contradictions de la politique des aires protégées en Uruguay.* In : Les Cahiers de l'Amérique Latine.
- Carrere R., 1990. *El bosque natural uruguayo : utilización tradicional y evolución del recurso.* Montevideo, CIEDUR N° 7 : 52 p.
- Caldevilla, G. & Quintillán, A. 1998. *El bosque nativo. Un aporte para el productor agropecuario.* In : Almanaque del Banco de Seguros.
- Chaves Imizcoz, E., Lopez, E. 1943. *Explotaciones forestales en gran escala para elaborar carbón de leña.* In : Memorias presentadas a la primera conferencia nacional sobre aprovisionamiento y racionalización en el empleo de los combustibles. Tomo I : 93-129.
- Chebataroff, J. 1944. *La sierra Mahoma.* Apartado del boletín de la sección de investigaciones botánicas del Instituto de Estudios Superiores. Montevideo.
- Chebataroff, J. 1960. *El palmar de Porriá.* In : Revista de la facultad de Humanidades y Ciencias : 18p.
- Code rural : *éditions de 1876, 1879, et successives jusqu'à aujourd'hui.*
- Comisión honoraria del Plan de Agropecuario. 1972. *El Plan Agropecuario. Antecedentes, características, realizaciones y significados en el desarrollo ganadero del Uruguay.* Montevideo : 130 p.
- Díaz, I. 1943. *La explotación de los bosques del Río Negro.* In : Memorias presentadas a la primera conferencia nacional sobre aprovisionamiento y racionalización en el empleo de los combustibles. Tomo I : 131-?.
- Dirección forestal, 1990. *Normas sobre corte, extracción y tránsito de productos forestales.*
- In : Revista de la Asociación Rural del Uruguay. 118 (4) : 24-25.
- Gautreau, P. 2003 (a). *Pour une approche de la marginalité biogéographique. Dynamiques, usages et perceptions des formations arborescentes uruguayennes, 16<sup>e</sup>-20<sup>e</sup> siècle.* Mémoire de D.E.A sous la direction de Paul Arnould. Université de Paris-I. 83 p.
- Gautreau, P. 2003 (b). *L'agriculteur, le charbonnier, l'éleveur et le Gouverneur : pistes pour une approche de la conflictualité forestière en région de prairie. Forêts et territoire dans le sud uruguayen vers 1800.* In : Ruralia : (12-13).
- Grela, I. 2004. *Geografía florística de especies arbóreas de Uruguay: propuesta para la delimitación de dendrofloras.* Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Opción Botánica.
- Instituto Sudamericano del Petróleo. 1943. *Memorias presentadas a la primera conferencia nacional sobre aprovisionamiento y racionalización en el empleo de los combustibles.* Tomo I : 263 p.
- Lopez, E. et Cussac, C. 1943. *Arboles forestales del Uruguay y problemas afines.* Ed. Mercant, Montevideo.
- Ministerio de Ganadería y Agricultura. División Forestal. 2005. *Boletín estadístico.* Año 4 (3).

<sup>43</sup> - Décret sur les "Montes públicos" (Reglamentación sobre su guarda, conservación y decreto) du 19/09/1881.

<sup>44</sup> - Décrets 6/02 (Medidas de fomento de los cultivos forestales, Organización del servicio forestal) ; 19/06 (Reglamentación del Servicio Forestal).

- Ministerio de Ganadería y Agricultura. División Forestal. 2000. *Boletín estadístico*. Año 1 (1).
- Ministerio de Ganadería y Agricultura & C.I.D.E. 1966. *Plan de desarrollo agropecuario*. Tomo I y II. Montevideo : 477 et 283 p.
- Ministerio de Ganadería y Agricultura. 1963. *Situación económica y social del Uruguay rural. Comisión honoraria del plan de desarrollo agropecuario*. Montevideo : 520 p.
- Ministerio de Ganadería y Agricultura. 1951. *Planes de fomento agropecuario*. Montevideo : 100 p.
- Ministerio de Ganadería y Agricultura. 1951. *Recomendaciones para el desarrollo agrícola del Uruguay*. Montevideo, Imprenta Nacional : 156 p.
- MAP. 1979. *Primera carta forestal*. Dirección forestal, Montevideo .
- Ministerio de Ganadería y Agricultura. 1943. *Plan de desarrollo agropecuario Nacional*. Montevideo, Imprenta Nacional : 292 p.
- Montero, H.M. 1955. *El Río Uruguay. Geografía, Historia y Geopolítica de sus aguas y sus islas*. Biblioteca General Artigas. Montevideo, Centro Militar : 925 p.
- Nebel, J. 1989. *Antecedentes de manejo de los montes naturales de las islas fiscales del Río Negro*. In: Jornadas de conservación del Monte indígena. Facultad de Agronomía. Montevideo : 21 – 24.
- Nebel, J. P. et Quintanillán, A.M. 1993. *El monte indígena : recurso natural renovable*. In : Almanaque del Banco de Seguros del Estado. Montevideo.
- Ordoñana, D. 1872-1883. Conferencias sociales y económicas. Montevideo. Somme d'articles publiés dans la Revue de l'Association Rurale de l'Uruguay : *Arboricultura y selvicultura* : 77-80. *Plantaciones forestales alineadas* : 120-123. *De propiedad forestal* : 180-184. *Plantaciones forestales* : 217-219. *Fomento forestal* : 221-225.
- Panario, D., Sganga, J., Trambauer, A., Liesegang, J., Molfino, H. 1974. *Relevamiento edafodasológico semidetallado del valle del Río Uruguay*. Parte I. Hoja Salto. Parte II. Hoja Quebracho. M.A.P. Dirección de suelos. Boletín Técnico N°10.
- Pérez Castellanos, M. 1848. Observaciones sobre agricultura. Montevideo (rééd° 1914).
- Porcile, J.F. 1985. *Una propuesta de acción orientada hacia la defensa conservación de monte indígena*. In : Revista de la A.I.A. 3 (1) : 280-283.
- Porcile, J. 1987. *Informe relativo a la posible realización de trabajos de deforestación en los montes marginales del Río Cebollati*. Dirección forestal, Montevideo : 21 p.
- Porcile, J.F. 1988. *Los bosques nativos en el área de Valizas-Cabo Polonio. I - Descripción preliminar*. Dirección forestal, Montevideo.
- Porcile, J.F. 1991. *Defensa y aprovechamiento del monte indígena en el establecimiento*. In : Revista Plan Agropecuario (56) : 37-39.
- Quinteros, M. 1934. *Temas forestales*. Montevideo, Augusta : 27 p.
- Rossi, G. 2000. *L'Ingérence écologique. Environnement et développement rural du Nord au Sud*. Paris, C.N.R.S. Editions : 248 p.
- Rubbo, R. 1943 (a). *Explotación racional de nuestros bosques nacionales (naturales y artificiales)*. In : Memorias presentadas a la primera conferencia nacional sobre aprovisionamiento y racionalización en el empleo de los combustibles. t. I : 63-91.
- Rubbo, R. 1943 (b). *Costo de producción y venta de leña, carbón, madera y postes, en los bosques del embalse del Río Negro*. In : Memorias presentadas a la primera conferencia nacional sobre aprovisionamiento y racionalización en el empleo de los combustibles. Tomo I : 169-181.
- Rubbo, R. & Lopez, E. 1943. *Estudio de la flora forestal y explotación de los montes indígenas en el embalse de Rincón del Bonete*. In : Memorias presentadas a la primera conferencia nacional sobre aprovisionamiento y racionalización en el empleo de los combustibles. Tomo I : 151-168.

## AMÉNAGEMENT FORESTIER ET PARTICIPATION : quelles leçons tirer des forêts communales du Cameroun ?

Mikaël Poissonnet et Guillaume Lescuyer, CIRAD Forêt, TA 10/D, 34398 Montpellier, France, Courriel : [lescuier@cirad.fr](mailto:lescuier@cirad.fr)

---

**Résumé :** Outre l'aménagement forestier de grandes concessions et celui de forêts communautaires de taille réduite, certaines communes du Cameroun se lancent depuis peu dans l'aménagement durable de forêts qui leur sont rétrocédées par l'État. Ces Forêts Communales représentent un aménagement forestier intermédiaire entre ces deux types de concessions. Un plan d'aménagement est élaboré et une gestion participative doit obligatoirement être réalisée afin de tenir compte des usages et des intérêts des populations locales, lesquelles peuvent voter à l'encontre du maire. L'article cherche à définir si ce nouveau modèle d'aménagement, contribuant à accroître les capacités d'investissement de la commune et au transfert de pouvoir d'un niveau central vers un niveau local, peut constituer un cadre d'une gestion durable et participative de la forêt du Bassin du Congo.

**Mots clés :** forêt communale, gestion participative, gouvernance, décentralisation, aménagement forestier, Cameroun

**Abstract :** In addition to the forest management of large concessions and community forests of reduced sizes, communes of Cameroon launch out recently in the sustainable management of forests which are reassigned to them by the State. These Communal Forests represent an intermediate forest management between these two types of concessions. A plan of management is elaborate and a participative management must obligatorily be carried out in order to take account of the uses and interests of the local populations, which can vote against the mayor. The article seeks to determine whether this new model of management, contributing to increase the investment capacities of the commune and to the transfer of power of a central level towards a local level, may constitute a framework of a sustainable and participative management of the Central Africa tropical forest.

**Key-words :** council forest, participative management, governance, decentralisation, forest management, Cameroon

---

### Introduction

La surface forestière du Cameroun est estimée à 196 000 km<sup>2</sup>, soit 40 % de la surface du territoire national. La majorité de cette forêt fait l'objet d'une exploitation des ressources ligneuses et la plupart des experts s'accordent à considérer l'aménagement comme une condition de la gestion durable des forêts. Trois formes d'aménagement forestier sont actuellement envisageables pour les forêts camerounaises. D'une part, les grandes concessions appelées Unités Forestières d'Aménagement (UFA) sont gérées par une entreprise forestière selon un plan d'aménagement visé par l'administration. D'autre part, les forêts communautaires sont des concessions beaucoup plus petites dont la gestion est réalisée par les populations locales. Enfin, des surfaces forestières sont rétrocédées par l'État à certaines communes qui les gèrent et les exploitent au profit de l'ensemble de sa population : il s'agit des Forêts Communales (FC).

L'UFA est le modèle d'aménagement forestier le plus connu. La durée d'aménagement est de 15 ans, renouvelable une fois. D'une superficie maximale de 200 000 hectares, elles sont découpées de manière classique en Assiettes Annuelles de Coupe de superficie ou de volume égaux. Un plan d'aménagement est exigé par le Ministère des Forêts et de la Faune (MINFOF), qui va définir comment la forêt doit être gérée pour optimiser l'exploitation de

ses ressources et contribuer à leur pérennité. Il requiert également la participation de la population locale, par exemple à travers la reconnaissance des droits d'usage, mais cette participation est généralement factice.

Les Forêts Communautaires sont des concessions d'une superficie maximale de 5 000 hectares. Leur gestion est cédée aux populations locales après l'approbation d'un plan simple de gestion et la signature d'une convention entre l'administration et la population. Ce type d'aménagement est aujourd'hui bien traité dans la littérature (Cuny et al., 2005 ; Oyono, 2004).

Les Forêts Communales (FC) représentent un aménagement forestier intermédiaire entre ces deux types de concessions. D'un côté, elles partagent avec le modèle des grandes concessions un aménagement technique sophistiqué centré sur les ressources ligneuses commerciales. Mais, contrairement aux UFA, elles sont dans l'obligation de composer avec les aspirations, les intérêts et les usages des populations locales et se rapprochent ainsi du modèle des forêts communautaires. La FC constitue ainsi un cadre récent de réelle gestion participative de la forêt où l'exploitation soutenue des arbres doit être combinée à une échelle locale avec l'élévation du bien-être des citoyens.

	Forêt Communale de Dimako	Forêt Communale de Djoum
Localisation	Province Est	Province Sud
Année du Classement	2001	2002
Superficie	16 240 ha	15 270 ha
Nombre de villages riverains	17	20
Ethnies présentes dans la commune	Bakoum, Pol, Baka	Boulou, Fang, Zaman, Baka
Usages pratiqués par les populations locales	Chasse, pêche, cueillette	Chasse, pêche, cueillette

Tableau 1. Les principales caractéristiques des deux Forêts Communales étudiées.

Mises en place par le code forestier camerounais de 1994, les FC sont encore peu répandues au Cameroun : on en compte une quinzaine, dont la superficie varie entre 10 000 et 30 000 hectares. L'une d'entre elles, celle de Dimako, fait déjà l'objet d'un aménagement tandis que plusieurs autres, dont celle de Djoum, sont en passe d'être validées. Leurs principales caractéristiques sont présentées dans le tableau 1.

C'est sur la base de ces deux exemples que nous tentons d'analyser dans quelle mesure le modèle de la FC peut effectivement constituer le cadre d'une gestion durable et participative de la forêt tropicale. Pour cela, l'article s'attache d'abord à décrire les possibilités laissées aux populations locales de s'impliquer avec plus ou moins de succès dans la gestion de la FC. Dans un second temps, nous exposons dans quelle mesure l'aménagement à l'échelle communale peut être considéré comme un pôle de développement. En conclusion, malgré les limites actuelles de ce modèle d'aménagement, nous en relevons les principales avancées qui le conduisent aujourd'hui à constituer, selon nous, une opportunité réelle de développement endogène à l'échelle locale.

### Les Forêts Communales, un aménagement forestier misant sur la participation des populations locales

Suite au Sommet de la Terre tenu à Rio de Janeiro en 1992 et sous l'impulsion des bailleurs de fonds, le Cameroun s'est doté en 1994 d'un nouveau code forestier. Son objectif est de promouvoir une gestion durable des forêts camerounaises, en encourageant la participation de l'ensemble des usagers au processus d'aménagement et de gestion forestière décentralisée.

En vue d'aménager les forêts tropicales humides, un plan de zonage de la partie méridionale du Cameroun a été élaboré (Côte, 1993). Ce plan délimite, d'une part, le domaine privé de l'État (domaine permanent) subdivisé en blocs forestiers (UFA, forêts de protection, etc) et, d'autre part, le domaine national (domaine non permanent) dont les espaces sont à vocation agro-sylvo-pastorale. Plusieurs modalités d'exploitation/gestion du bois d'œuvre sont donc envisageables au Cameroun, telles que récapitulées dans le tableau 2.

Surface forestière nationale				
Domaine permanent		Domaine non permanent		
Unités Forestières d'aménagement	Forêts communales	Forêts communautaires	Forêts privées	Autres forêts
géré par un concessionnaire privé	géré par la commune	géré par une communauté		
- Plan d'aménagement forestier		- Plan simple de gestion		
- Restriction des usages locaux		- Gestion contrôlée par le MINFOF		
- Interdiction de cultures		- Durée d'aménagement de 25 ans		
- Gestion contrôlée par MINFOF				
- Durée d'aménagement de 15 ans				

Tableau 2. Les différentes modalités de gestion du bois d'œuvre.

La FC, comme l'UFA, relève du Domaine Permanent et se trouve à ce titre soumise à l'élaboration d'un plan d'aménagement précis dont la forme et le niveau de détail ont été fixés par l'administration. Cet aménagement doit viser à pérenniser le couvert forestier et exclut ainsi toute activité agricole. Il restreint aussi les droits d'usage des populations locales afin de diminuer les risques de surexploitation des ressources forestières.

Deux traits principaux distinguent toutefois la FC de l'UFA. D'une part, une fois classée, la FC devient la propriété foncière de la commune alors que l'UFA demeure une concession accordée pour un temps à une société privée. D'autre part, si l'exploitation forestière des FC s'effectue selon le modèle standard de l'aménagement des UFA, la participation des populations locales y est cruciale. Il n'est plus possible pour le maire de se contenter, comme c'est généralement le cas pour les aménagements des UFA, d'enquêtes socio-économiques superficielles dressant un vague panorama des populations résidentes et de leurs usages forestiers (Lescuyer, Essiane, 2001). Contrairement aux concessionnaires d'UFA, la mairie propriétaire et gestionnaire de la forêt communale doit rendre des comptes à ses concitoyens-électeurs. En outre la FC constitue une des figures majeures de l'effort de dévolution forestière promu par le nouveau code forestier et le MINFOF est particulièrement sensible à sa bonne mise en œuvre. Dans ce cadre, l'aménagement forestier à l'échelle communale est censé, d'une part, contribuer à améliorer la gouvernance locale par le transfert des pouvoirs de gestion et, d'autre part, favoriser la création d'un pôle de développement local (Ribot, 2001). La dévolution du pouvoir doit contribuer à une meilleure gestion forestière et à une redistribution plus équitable des bénéfices de l'exploitation pour améliorer les conditions de vie socio-économiques en milieu rural. Pour atteindre ces objectifs, les populations locales sont impliquées à différents niveaux du processus d'aménagement de la FC.

#### **La prise en compte des populations locales dans la mise en œuvre de la Forêt Communale**

Les populations locales participent à la mise en œuvre de la FC de trois manières successives : (i) la réunion d'information sur les limites de la FC en vue d'obtenir son classement, (ii) la prise en compte des usages locaux dans le plan d'aménagement et (iii) la création d'un comité consultatif dans le cadre du transfert de pouvoir de l'État aux communautés rurales.

#### **La participation des populations locales dans l'établissement des limites de la Forêt Communale**

La commune sollicite le MINFOF pour déclencher la procédure de classement d'un massif forestier dans le domaine privé de la commune selon ce qui est généralement indiqué dans le plan de zonage. Un avis au public est ensuite transmis par le MINFOF à la commune concernée pour informer la population de la proposition de classement d'une FC. L'avis au public donne alors

lieu à une « tenue de palabre » regroupant entre autres les chefs des villages riverains et l'administration communale. Cette réunion est présidée par une commission réglementaire chargée de l'examen des réclamations et des oppositions éventuelles au classement du massif forestier. Cette commission réglementaire est composée principalement du préfet et des délégués départementaux de l'environnement et des forêts, de l'agriculture, de l'élevage, etc. Elle constitue le premier maillon de la participation des populations locales dans la mise en œuvre de la FC.

Les populations locales sont consultées durant cette phase de classement. Néanmoins, il apparaît que leur avis n'est que partiellement pris en compte dans l'établissement des limites. Par exemple, lors de la tenue de palabre organisée à Djoum, les populations locales ont exprimé leur mécontentement à l'égard du zonage proposé puisque plusieurs champs vivriers ainsi que des plantations de cacao étaient inclus à l'intérieur des limites du massif forestier. Les limites n'ont pourtant pas été déplacées et le maire a préféré trouver des solutions alternatives pour les espaces cultivés situés dans la FC. De même à Dimako, lors de la phase de classement de la FC, les populations locales ont reconnu avoir été consultées mais leur point de vue n'a pas été intégré (Assemble, Oyono, 2004).

Ce manque de considération de la part des autorités communales pour les revendications territoriales villageoises est justifiée, selon elles, par les prescriptions du plan de zonage : toute modification de ses limites entraîne une procédure longue et complexe, qui constitue à terme une entrave au classement de la FC et, au delà, au développement de la commune.

Cette première étape de l'implication des populations locales dans la gestion de la FC apparaît donc comme virtuelle : la mairie fait acte d'information quant au classement de la forêt sans tirer parti des réclamations villageoises pour élaborer un zonage plus adapté.

#### **L'élaboration du Plan d'Aménagement et la prise en compte des pratiques locales**

Une fois la FC classée, les populations riveraines sont consultées par le biais d'enquêtes socio-économiques pour identifier et localiser les usages qui y sont pratiqués. Cette phase d'enquête permet de déterminer l'occupation du sol et de définir les usages locaux à prendre en compte dans le plan d'aménagement. Par exemple, dans la FC de Dimako (Photo 1) les activités pratiquées par la population locale concernent :

- la cueillette de plantes médicinales ;
- la collecte de fruit ;
- la collecte de bois de feu ;
- la chasse et la pêche comme mode de subsistance ;
- l'agriculture itinérante sur brûlis ;
- les cultures pérennes (cacao, café, palmier).



Une piste d'entrée de la Forêt Communale de Dimako

Les informations sur les usages traditionnels (chasse, pêche, cueillette) sont prises en compte dans les stratégies d'utilisation de l'espace de la FC. Ces usages sont maintenus et mentionnés dans le plan d'aménagement (Sangkwa, Mebenga, 1999). Pour les exploitations agricoles incluses dans la FC deux voies possibles sont envisageables. Premièrement, ces terres peuvent être intégrées dans un secteur de la FC. Par exemple, le plan d'aménagement de la FC de Dimako prévoit la division de la forêt en trois séries dédiées à la production, à la recherche et à l'agroforesterie (Mekok, Borie, 2000). La série agroforestière est divisée en plusieurs secteurs dont un est voué aux cultures pérennes. Le projet d'aménagement de cette série vise le retour progressif à un couvert forestier (Mekok, 2000). Deuxièmement, ces terres agricoles peuvent faire l'objet d'une expropriation et d'une indemnisation par la commune. Si elles ne sont pas incluses dans un secteur de la FC leurs indemnisations est un préalable au classement définitif du massif forestier. Le montant de l'indemnisation est évalué à partir d'un barème ministériel fixant un arbre fruitier à 1 250 Fcfa et un cacaoyer à 1 500 Fcfa. Dans le cas de la FC de Djoum, une expertise de terrain a été réalisée par le délégué de l'agriculture, le chef de poste forestier et des représentants villageois. Celle-ci a permis d'inventorier quatre plantations de cacao localisées dans la FC. La commune en a exproprié deux. Pour les deux autres, elle a jugé le montant de l'indemnisation trop élevé, notamment la somme de 18 millions de Fcfa pour l'une d'entre elles. La mairie a décidé de mettre ces deux plantations de cacao en enclave après réévaluation de leurs limites par une commission (Poissonnet, 2005).

Le montant de l'indemnisation des ressources appropriées (cacao, arbres fruitiers) est jugé insuffisant par la population locale puisqu'il ne couvrirait ni sa rentabilité financière (un sac de cacao est vendu autour de 15 000F.CFA), ni sa valeur patrimoniale puisque de telles cultures pérennes sont souvent plantées par les parents ou les grands-parents et acquièrent ainsi une portée symbolique.

## L'implication de la population locale dans la gestion et l'aménagement de la Forêt Communale

La gestion de la FC est sous la tutelle de la commune dont le Conseil Municipal peut instituer un comité consultatif afin que la population locale exprime son avis. Le rôle de ce comité consultatif est de veiller au respect du plan d'aménagement et de formuler des propositions sur la gestion financière et sur l'exploitation des ressources naturelles. Il intervient aussi dans le règlement éventuel de conflits entre les villages et comme outil de promotion d'une « cogestion adaptative » de la FC (Diaw, Oyono, Robiglio, 2001).

Le comité consultatif de la FC de Dimako a été institué suite à la délibération N°01/D/CR/DKO du Conseil Municipal de la Commune rurale de Dimako. Ce comité est constitué de représentants locaux de différents ministères (agriculture, forêt, etc.) et de représentants villageois. Il est composé, d'une part de 17 membres appartenant à chacun des 17 villages de la commune et d'autre part, de membres dits "statutaires" recrutés parmi les autorités municipales et administratives (Assemble, 2000). Aucun conseiller municipal ne fait parti du comité, ce qui indique un relatif manque de confiance entre les villageois et leurs élus (Sossomba, 2000).

Cependant, d'après l'arrêté : "*les décisions [du comité] ne sont que des propositions à adresser au Conseil municipal, qui peut les entériner, les amender ou les rejeter*". L'influence du comité consultatif sur les prises de décision est donc relativement faible puisque le maire garde seul (ou presque) le pouvoir de décision. Là encore donc, si la décentralisation du pouvoir de gestion forestière est assurée dans la forme, les faits démontrent une implication factice des populations riveraines dans la gestion de la FC. Le seul contre-pouvoir relativement effectif demeure la possibilité d'une sanction électorale infligée au maire en cas de mécontentement populaire généralisée, comme cela s'est produit à Djoum lors des dernières élections municipales, mais cette menace reste lointaine et indirecte.

## La Forêt Communale : un pôle de développement ?

Les activités générées par l'exploitation des ressources naturelles de la FC constituent un double pôle de développement pour la commune. D'une part, en accroissant les recettes municipales, la mairie dispose de moyens financiers conséquents pour accroître la construction d'infrastructures socio-économiques (Collas de Chatelperron, 2005-b). D'autre part, elles concourent à la création d'environ une trentaine d'emplois salariés en recrutant la main d'œuvre locale dans l'exploitation et la transformation du bois.



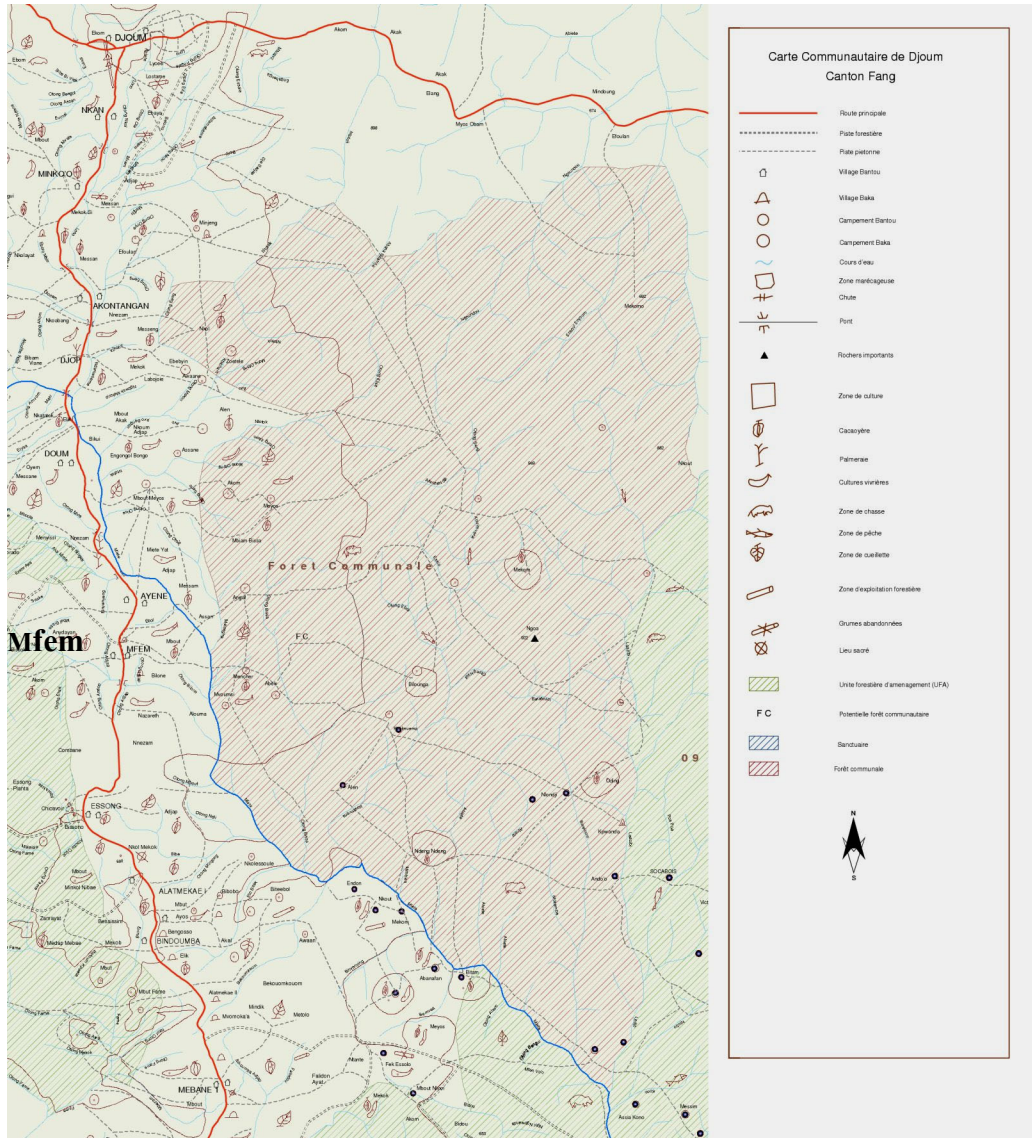


Figure 1. Entre forêt communale et UFA : le village de Mfem (échelle : 1/200 000) (IRM, 2004).

Cependant cet afflux de revenus souvent substantiels n'est pas sans générer des tensions entre population et mairie mais aussi au sein de la population elle-même. C'est par exemple le cas lors de la répartition entre les villages des bénéfices tirés de la FC : les villages riverains supportant les « coûts » de la FC trouvent par exemple anormal de toucher une part équivalente à celle d'un village situé à 30 kilomètres de la FC. C'est le cas à Dimako où la FC comprend 17 villages. Trois groupes ethniques sont riverains, les *Pol*, les *Bakoum* et les *Baka*, mais les *Pol* sont reconnus par tous comme les premiers arrivants, c'est-à-dire les ayant-droit traditionnels de cet espace. Or cette caractéristique est négligée à la fois dans le degré de participation à la décision de gestion de la FC et dans l'utilisation des recettes de la FC (Sangkwa, 2000).

De la même manière, le périmètre délimité pour la FC réduit l'espace coutumier de certains villages et prive la population de surfaces cultivables : c'est par exemple le cas de Mfem dans l'arrondissement de Djoum (Figure 1). Pour de tels villages, le classement de la FC réduit fortement la taille de l'espace agricole vacant et tend à multiplier les conflits fonciers entre les habitants.

### Conclusion

Onze ans après la création des forêts communales au Cameroun, il apparaît que ce mode particulier de gestion forestière décentralisée n'a pas encore atteint ses objectifs. L'implication des populations dans cet aménagement reste largement superficielle et l'impact économique d'une telle valorisation des ressources forestières suscite des tensions sociales souvent vives.

Ce constat plutôt pessimiste ne doit cependant pas cacher les avancées réelles permises par cette modalité nouvelle d'exploitation de la forêt. D'une part, même si le maire conserve un pouvoir de décision important, il reste l'élu du peuple et doit considérer, au moins en partie, ses aspirations et ses revendications. Ce n'est pas forcément le cas avec l'administration ou avec les sociétés forestières privées qui gèrent encore la majorité de la forêt camerounaise. D'autre part, la gestion forestière décentralisée permet d'instaurer de nouvelles structures de décision, comme les comités consultatifs, même si celles-ci ont encore une influence faible sur le pouvoir discrétionnaire du maire. Enfin, le processus de FC représente une transmission réelle du pouvoir étatique de gestion forestière aux autorités communales, celles-ci se trouvant alors dotées de moyens substantiels pour conduire leurs politiques. La gestion des FC, si elle peut donner lieu à des abus, demeure toutefois le produit d'une initiative locale non pilotée de l'extérieur : dans les deux cas considérés, la faible implication de l'administration décentralisée et l'absence d'ONG d'appui semble indiquer que c'est bien le maire, et en second rang le conseil municipal, qui décide de l'aménagement de la FC et de l'utilisation des profits qui en découlent. Elle offre une opportunité tangible de développement endogène de ces zones rurales, qui mériterait d'être soutenue et accompagnée pour gagner en efficacité.

## Bibliographie

- ASSEMBE, S.M., (2000). *La Démocratie Locale dans les Organisations Nées de la Décentralisation des Ressources Forestières du Cameroun*. Miméo, CIFOR : Yaoundé.
- ASSEMBE, S.M., OYONO, P.R., (2004). An Assesment of Social Negociation as a Tool of Local Management: A Case Study of the Dimako Council Forest Cameroon. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19 (Suppl.4), p.1-7.
- COLLAS DE CHATELPERRON, P., (2005-a). Constitution de la forêt communale de Dimako, Est Cameroun. In A.Bertrand, P.Montagne, A.Karsenty (eds.), " *L'État et la gestion durable des forêts en Afrique francophone et à Madagascar* ", L'Harmattan : Paris, à paraître.
- COLLAS DE CHATELPERRON, P., (2005-b). Gestion participative des forêts de production au Cameroun. *Bois et Forêts des Tropiques*, n° 283 (1), p. 51-63.
- CÔTE, S., (1993). *Plan de zonage du Cameroun forestier méridional : objectifs, méthodologie, plan de zonage préliminaire*. MINEF-ACDI-PTI : Yaoundé.
- CUNY, P., GAUTIER, D., LESCUYER, G., (2005) La loi des villes et la loi des champs : Quelle application de la forêt communautaire au sud et au nord Cameroun ? In A.Bertrand, P.Montagne, A.Karsenty (eds.), " *L'État et la gestion durable des forêts en Afrique francophone et à Madagascar* ", L'Harmattan : Paris, à paraître.
- DIAW, C., OYONO, P.R., ROBIGLIO, R., (2001). *Les dimensions sociales du classement et de l'aménagement des unités forestières de gestion. Enseignements théoriques sur la démarche et l'expérience du Projet "Forêts & Terroirs" de Dimako*. Rapport non publié, CIFOR : Yaoundé.
- LESCUYER, G., ESSIANE MENDOULA, E., (2001). La variable humaine dans la gestion de la forêt tropicale. Intérêt et résultat des enquêtes socio-économiques pour l'aménagement de la zone de recherche Tropenbos. Faohom, B. (éd) Jonkers, W.B.J. (éd) Nkwi, P.N. (éd) Schmidt, P. (éd) Tchatat, M. (éd) (2001). *Sustainable Management of African Rain Forest – Workshop : acte du séminaire tenu à Kribi, Cameroun, novembre 1999, the Tropenbos Foundation, Wageningen*, p. 73-84.
- MEKOK, M., (2000). *Projet d'aménagement d'une série agroforestière dans la forêt communale de Dimako*. Contribution du projets Forêt et terroirs, actes de l'atelier d'échanges 4-6 juillet 2000 : Yaoundé.
- MEKOK, M., BORIE, J.M., (2000). *Projet d'aménagement de la série agroforestière. Forêt communale de Dimako*. Ministère de l'environnement et des forêts, coopération française : Yaoundé.
- OYONO, P.R., (2004). One step forward, two steps back ? Paradoxes of natural resources management decentralisation in Cameroon. *Journal of Modern African Studies*, 42 (1), p. 91-111.
- POISSONNET, M., (2005). *Mise en œuvre de la gestion forestière décentralisée au Cameroun : Impacts politiques, socio-économiques et environnementaux d'un processus en apprentissage*. Mémoire d'Ingénieur, CNEARC-ENGREF : Montpellier.
- RIBOT, J., (2001). Integral Local Development: Accommodating Multiple Interest's through Entrustment and Accountable Representation. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 1 (3), p. 327-350.
- SANGKWA, Fr., MENDOUGA MEBENGA, L., (1999). *Matériel didactique pour la sensibilisation villageoise à la gestion forestière*. Document interne, projet Forêts et Terroirs : Cameroun.
- SANGKWA, F., (2000). *Perceptions villageoises du foncier et problématique du classement : cas de la forêt communale de Dimako*. Contributions du projet Forêts et Terroirs, actes de l'atelier d'échanges 4-6 juillet 2000 : Yaoundé.
- SOSSOMBA, J., (2000). *Attentes des populations et stratégies de gestion de la forêt communale de Dimako, province de l'est*. Contribution du projet Forêts et terroirs, actes de l'atelier d'échanges 4-6 juillet 2000 : Yaoundé.

## LA FORÊT PLURIELLE : nouveau mode de gestion et d'utilisation de la forêt, le cas de la Forêt de l'Aigle

Guy Chiasson, Jacques L. Boucher, Thibault Martin, Professeurs au Département de travail social et des sciences sociales. Université du Québec en Outaouais, 283 boul. Alexandre-Taché, C.P. 1250, succursale Hull, Gatineau, Québec, Canada, J8X 3X7 Courriel : [guy.chiasson@uqo.ca](mailto:guy.chiasson@uqo.ca)

---

**Résumé :** Nous assistons aujourd'hui à l'émergence de nouvelles formes de gestion et d'utilisation de la forêt. Ces nouvelles pratiques se développent dans le contexte actuel des demandes des Autochtones ainsi que d'autres groupes de la société civile qui cherchent à être inclus dans les processus de prises de décision. La montée de ces demandes va de pair avec une redéfinition des régimes forestiers. Ces deux phénomènes conjoints créent un contexte nouveau permettant à des partenariats de gestion, incluant des acteurs hétéroclites (municipalité, conseil de bande, intervenants touristiques, entreprises forestières) de voir le jour. Cet article se fonde sur l'analyse du projet de la Forêt de l'Aigle, situé en territoire Anishinabeg, dans la région de l'Outaouais. Les résultats de cette étude nous conduiront à suggérer que le maintien de la « sociodiversité » des acteurs de la forêt est un garant aussi important de sa survie que ne l'est la protection de la biodiversité.

**Mots clés :** Autochtones, politiques forestières, diversité, participation, gouvernance, savoir traditionnel, Outaouais, Anishinabeg.

**Abstract :** New forms of management and new uses of public forest are presently emerging. These new practices surface while Aboriginal peoples, and other civil society actors, are requesting more participation in decision-making processes concerning forest use. These demands are voiced while forestry policies are undergoing significant changes. These two phenomena jointly create a new context where partnerships including diverse actors (municipalities, band council, tourism entrepreneurs, forestry companies etc.) are emerging. This article analyses the case of the "Forêt de l'Aigle" in Anishinabeg territory, in the Outaouais region (Québec). In conclusion of this study we will suggest that social diversity in forest governance is as important to forest survival as the protection of biodiversity itself.

**Keywords :** Aboriginal peoples, forest policies, diversity, participation, governance, traditional knowledge, Outaouais, Anishinabeg.

---

### Introduction

La forêt publique canadienne, après avoir été longtemps considérée comme la chasse-gardée presque exclusive des grandes compagnies et des ingénieurs forestiers de l'État, est depuis une décennie au moins au cœur d'un débat de société qui prend le devant de la scène publique. Les manifestations de ce débat sont plurielles : allant du film *L'erreur boréale* de l'artiste Richard Desjardins qui fait une critique acerbe de la mauvaise gestion des forêts boréales jusqu'au rapport de la Commission Coulombe qui recommande une transformation en profondeur du régime forestier québécois en passant par le jugement Marshall de la Cour Suprême du Canada qui accepte le principe d'une gestion autochtone des forêts. Ces discours proviennent de sources très différentes mais ils se rejoignent dans une remise en question de la légitimité des politiques et des pratiques forestières dominantes. Ils font écho à une perspective de plus en plus présente au Canada mais également dans d'autres sociétés qui considèrent les forêts publiques comme un espace dont la gestion (ou la gouvernance) ne peut être laissée sous le contrôle unique des « experts » publics et privés (Chiasson, 2004).

Cette méfiance face à la gestion publique des forêts par l'État s'inscrit dans ce que Bernard Jouve (2004) qualifie de « crise du politique », c'est-à-dire une méfiance accrue des citoyens à

l'égard du pouvoir politique et à la démocratie représentative. Cette crise du politique est bien documentée par les sciences sociales (Pal, 2001; Thuot, 1998; Thériault, 1997) et de l'avis de plusieurs elle est accompagnée d'une demande de plus en plus pressante de participation citoyenne dans les affaires publiques. On peut aussi, comme le fait plus d'un, voir que la crise du politique s'explique en partie par une résurgence de demandes de reconnaissance de la diversité identitaire (diversité d'orientation sexuelle, de genre, d'origine ethnique, diversité régionale, etc.). Si ces tendances annoncées par les sciences sociales (la crise du politique et les demandes pour une plus grande participation de la société civile) commencent à apparaître dans le monde de la forêt publique, elles restent encore assez peu documentées. Certes, bon nombre de chercheurs intéressés par la forêt ont souligné la préoccupation environnementale qui trouve maintenant une certaine place dans les pratiques forestières au Canada (Salazar et Alper, 1996; Glon, 1999; Hayter, Soyez et Glon, 2001), notamment par l'entremise des pratiques de certification forestière (Myre, 1998). On compte assez peu de travaux qui étudient les pratiques forestières du point de vue et de la participation et de la reconnaissance de la diversité socioculturelle.

L'objectif principal de ce texte consiste justement à se pencher sur la question de la reconnaissance des groupes sociaux dans les

pratiques et politiques forestières actuelles. Nous nous attardons plus précisément au cas des Autochtones<sup>45</sup>. Ce choix s'explique notamment par le fait que les Autochtones sont des acteurs de premier plan dans la réarticulation des modes de gestion de la forêt dans plusieurs provinces (Parsons et Prest, 2003; Beckley, 1998) en même temps qu'ils formulent des demandes fortes de reconnaissance de leurs spécificités culturelles. Notre interrogation porte sur trois plans : tout d'abord nous interrogeons les politiques forestières pour montrer leur ouverture récente vers de nouveaux acteurs non issus du couple État-industriels. Ensuite, nous abordons la position des Autochtones du Québec par rapport à la gestion de l'environnement de façon à mettre en évidence le désir de reconnaissance mais aussi les difficultés que représentent l'intégration des Nations autochtones à la gestion des forêts. Nous terminons par une présentation du cas de la Forêt de l'Aigle, un cas réussi de gestion forestière locale permettant une cohabitation active de la sociodiversité dans la région de l'Outaouais québécois, territoire historique des Anishinabeg de Kitigan Zibi.

### **Évolution des politiques forestières au Canada : vers un savoir partagé?<sup>46</sup>**

Le constat voulant que les politiques et les pratiques forestières fassent présentement face à une crise profonde est récurrent chez les analystes du secteur forestier canadien. Le modèle de gestion industriel des forêts que certains font remonter au début du siècle (Blais, 2005) fait aujourd'hui face à une certaine crise qui apporte son lot de renouvellement. Plusieurs auteurs ont documenté cette crise que ce soit pour en souligner les impacts sur les formes du travail (Mercure, 1996), pour souligner la menace d'une rupture des stocks ou encore pour mesurer l'impact des critiques environnementales et les efforts pour inscrire la gestion forestière dans la mouvance du développement durable. Notre analyse part du postulat que cette crise est aussi celle d'un régime forestier qui centralise lourdement le pouvoir chez les « experts » des grandes compagnies forestières et des organes de l'État chargés du dossier forestier.

#### **La gestion étatique d'après-guerre : d'une crise à l'autre**

Jusqu'à la fin du 19<sup>ième</sup> siècle, les différents gouvernements canadiens se sont assez peu affairés au contrôle de la ressource forestière publique. Ils se sont contentés de récolter des droits de coupe sans faire appel à aucune autre forme de régulation des pratiques forestières des acteurs privés (Blais, 2005). Ce laisser-faire donna cependant lieu à une première crise sous forme de

l'effondrement des stocks de pins blancs qui constituait l'essence de choix de l'industrie forestière de l'époque. Cette crise, couplée avec l'émergence d'un mouvement conservateur en Amérique du Nord (Girard, 1994), apporta des demandes pour un contrôle plus serré de la ressource forestière et la préservation d'espaces forestiers exceptionnels (les parcs nationaux). Dans la foulée de cette crise, les premières mesures allant dans le sens d'une gestion publique de la forêt vont se mettre en place petit à petit. Cette crise va aussi aller de pair avec le développement d'un savoir scientifique qui passera par la mise sur pied des premières écoles de génie forestier au début du 20<sup>ième</sup> siècle pour progressivement s'imposer au cœur de la gestion forestière d'après-guerre. Cette rationalisation va avoir un impact sur la participation des travailleurs autochtones dans les activités forestières. Jusqu'alors ceux-ci avaient contribué de manière significatives aux activités forestières, notamment, la « drave ». La mécanisation a progressivement éliminé les Autochtones de ces nouveaux emplois mieux rémunérés (Basile, 1998).

Le modèle d'organisation et de mise en valeur des forêts publiques qui va prédominer lors de la période d'après-guerre est qualifié de « foresterie industrielle » par Beckley (1998). Ce modèle, comme l'indique son nom, est centré sur l'exploitation industrielle de la matière ligneuse par les grandes compagnies forestières. Beckley, parmi d'autres, souligne que la mise en place de ce modèle industriel va se faire avec la complicité de l'État et cela dans toutes les provinces canadiennes. En effet, jusqu'à très récemment l'intervention de l'État en matière de forêt a visé à consolider et à soutenir la récolte de la matière ligneuse par les compagnies privées.

Cependant, l'État, après avoir livré les forêts aux industriels sans conditions ou presque (GRIP, 2005), va progressivement resserrer les contrôles sur la forêt publique et intensifier les interventions forçant les compagnies forestières à se responsabiliser en vue du rendement soutenu, ce qui entraînera une intensification des pratiques d'aménagement, un accroissement des réglementations des méthodes de coupe (Boucher et Dupuis, 2005). Ces mesures introduites dans la deuxième moitié du 20<sup>ième</sup> siècle, si elles sont très éloignées des politiques de laisser-faire du 19<sup>ième</sup> siècle, ne remettent toutefois pas en cause le modèle industriel. Au cœur de ce dernier réside une conception de la gestion publique dont l'objectif principal est d'assurer un approvisionnement suffisant de bois pour l'industrie. On constate, en fait, que les normes progressivement imposées aux industriels dans les années 1970 et 1980 remettent peu en question cet objectif central. Les premières mesures imposées par l'État viseront justement à pérenniser l'exploitation industrielle de la matière ligneuse simplement en l'encadrant mieux. Ces mesures apparaîtront de plus en plus nécessaires dans un contexte où les approvisionnements deviennent de plus en plus problématiques pour la plupart des essences.

Certains auteurs (Beckley, 1998; Parsons et Prest, 2003) vont rajouter avec justesse que le modèle industriel et les politiques forestières qui l'ont encadré s'appuient et sont organisés sur un

<sup>45</sup> Le terme « autochtone » est employé ici de façon générique et réfère à tous les Premiers Habitants du Canada : Inuit, Métis, et Premières Nations. Le terme « Première(s) Nation(s) » est quant à lui employé pour désigner les communautés amérindiennes (avec ou sans statut de réserve).

<sup>46</sup> Cette section s'inspire assez largement d'un texte préparé par René Blais et Guy Chiasson (soumis pour publication).

seul et même type de savoir sur la forêt. Dans les mots de Beckley (1998, p. 741),

the knowledge base for industrial forest management is scientific forestry as taught in degree-granting university forestry program across North America. For nearly a century the primary orientation of these institutions has been the science of timber extraction and regeneration. Forest scientists' efforts in fire control, pathology, silviculture (sic), entomology, economics, and other disciplines have focussed on maximising financial returns through timber values.

Ce savoir scientifique va dominer la foresterie publique puisqu'il va trouver sa place dans les écoles de foresterie mais également dans les entreprises forestières privées et dans les ministères chargés de la gestion des ressources naturelles. Le développement de ce « savoir » n'a cependant pas pu prévenir une nouvelle crise qui viendra dans les années 1980 semer un doute sur le bien fondé de la gestion industrielle de la forêt. Tout comme celle du 19<sup>ième</sup> siècle, cette crise amène les acteurs forestiers à composer avec un approvisionnement de bois en déclin. Cependant, la crise est plus profonde qu'une simple problématique de gestion technique de la rareté. Elle va progressivement remettre en cause le modèle industriel lui-même en s'attaquant notamment à la centralisation du pouvoir qui l'anime.

### Crise et ouverture à la sociodiversité

La crise qui secoue le secteur forestier à compter des années 1980 a plusieurs facettes. Les difficultés qu'a connues l'industrie depuis au moins une vingtaine d'années sur le plan de la production (protectionnisme américain sur le bois d'oeuvre, exigences de certification environnementale, diminution de la qualité et la quantité des approvisionnements, etc.) ont eu des conséquences graves ressenties fortement par bon nombre de communautés canadiennes et sont ainsi bien connues du public. La gouvernance du modèle industriel a, elle aussi, essuyé plusieurs difficultés puisque mise en doute par plusieurs critiques, parfois moins visibles. Parmi celles-ci, certaines vont demander une plus grande reconnaissance pour des modes de gestion qui sortent du registre de l'exploitation de la matière ligneuse. C'est le cas du discours écologiste qui réclame un meilleur encadrement des pratiques de coupe et d'aménagement pour minimiser les perturbations des écosystèmes forestiers dans leur ensemble (faune et flore). C'est aussi le cas de bon nombre d'utilisateurs et d'entrepreneurs qui voient la forêt comme un potentiel récréotouristique (Premières Nations, pourvoyeurs, clubs de chasse et pêche, promoteurs de sentiers pédestres, etc.) ou comme une source d'activités économiques autres que l'utilisation de la matière ligneuse (trappeurs, acériculteurs, bleuétiers, etc.). D'autres vont reprocher à l'industrie de ne plus soutenir adéquatement le développement socio-économique régional. C'est le cas de bien des communautés locales et régionales dépendantes de la forêt (Chiasson et Gadoury, 2000;

Bouthilier, Carrier, Côté, Désy, 2000) qui veulent obtenir un meilleur contrôle de la ressource forestière pour en déterminer les utilisations les plus porteuses de développement et les plus acceptables localement. C'est aussi le cas des Autochtones, notamment des Premières Nations, dont nous analyserons les demandes dans la section suivante.

Selon l'interprétation de Beckley que nous partageons (1998), ces critiques doivent être comprises dans le contexte d'une crise de légitimité même du modèle industriel et des politiques qui l'ont soutenu. Face à une gouvernance jugée trop centralisatrice et ne répondant qu'à des intérêts étroits de la société, ces critiques demandent une participation accrue dans la prise de décision et une diversification des usages reconnus de la forêt.

*The forestry profession, in both the public and private sectors, is currently facing a legitimacy crisis. That crisis comprises two parts: 1) the general public is demanding greater accountability of forest management; 2) there is a growing preference for ecosystem-based forest management –management that balances a broad range of benefits derived from the forest (Beckley, 1998, p. 736).*

Dit autrement, les critiques s'attaquent à un mode de gestion des forêts gouvernées dans une seule perspective, celle qui associe la forêt à un potentiel de bois productif. La population, comme le fait remarquer Beckley dans les propos cités précédemment, se montre plus méfiante par rapport à l'emprise de ce « savoir » sur la forêt publique. Elle demande que celle-ci soit gérée de façon à incorporer d'autres acteurs représentant d'autres visions de la forêt et d'autres intérêts.

Ces critiques ont trouvé un certain écho sur le plan des politiques forestières du Québec tout comme dans les autres provinces. Les cadres législatifs forestiers de ces provinces restent toujours marqués par leur association historique avec le modèle industriel. Cependant, quelques brèches significatives ont été progressivement introduites laissant une certaine place à de nouvelles expérimentations dans les pratiques forestières locales. Au Québec, par exemple, le régime des Contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestiers (CAAF) instauré par la Loi sur les Forêts de 1986, donnait le droit à la population de consulter les plans d'aménagement des compagnies (GRIP, 2005). Cette mince ouverture fut suivie par d'autres mesures législatives. Ainsi, le gouvernement québécois céda, à compter de 1995, aux municipalités et municipalités régionales de comtés, le droit de se servir des terres publiques intra municipales comme un levier de développement local (Chiasson et Gadoury, 2000; Désy, 1995; Carrier, 1995). Les modifications subséquentes à la Loi sur les Forêts permirent de céder des baux à des utilisateurs forestiers non propriétaires d'usines incluant les municipalités locales et conduisirent à la mise en place des Tables de Gestion intégrée des ressources (GIR) qui sont des mécanismes visant à instaurer une co-gestion

ou au moins favoriser la médiation des conflits entre différents utilisateurs (les industriels, le récréotouristique, etc.) et parties prenantes (municipalités, écologistes, représentant des bureaux régionaux des ministères concernés) (Chiasson, 2005). Des changements semblables sont observables dans les autres provinces canadiennes (Myre, 1998) et dans les régimes forestiers d'autres pays (Chiasson, 2004).

Bien qu'ils soient pour la plupart récents, ces changements ont permis à des expériences locales allant dans le sens d'un renouvellement des logiques de gouvernance forestière de voir le jour ou de prendre de l'ampleur. Ces expériences commencent à être documentées par la littérature canadienne. Betts (1997) présente une série d'expériences de « community forestry » au Nouveau-Brunswick, tandis que Duinker, Matakala et Zhang (1991) retrouvent cette foresterie communautaire en Colombie-Britannique et en Ontario. Le cas de la Forêt de l'Aigle (GRIP, 2005, De Blois Martin, 2004) dont nous parlerons plus tard ainsi que l'expérience des métairies du Bas Saint-Laurent sont parmi les expériences dont la littérature rend le plus souvent compte pour le Québec. Malgré les différences sans doute significatives entre ces expériences et les appellations qu'on leur donne, les auteurs sont prêts à les voir comme s'inscrivant dans un mode de gouvernance alternatif à la foresterie industrielle. En effet, malgré leurs différences elles ont toutes en commun un mode de gestion beaucoup moins centralisateur que celui qui caractérise la gestion industrielle. Selon les termes de Betts (1997, p. 248) : « In North America, community forests are often governed by elected groups that represent the diverse forest interests in a community. Such interest might include woodcutters, recreational groups, naturalists, First Nations, local businesses, and representatives of the local industry ».

La lecture proposée par ces auteurs suggère que les modifications apportées aux régimes forestiers canadiens annonce un mode de gouvernance où le pouvoir de décision et le savoir est mieux partagé entre les divers intérêts locaux concernés par la forêt. Que signifie cela pour les Autochtones, un groupe d'acteurs qui devient de plus en plus incontournable dans une gestion forestière plurielle? Peut-on parler, comme le font Parsons et Prest, d'une « aboriginal forestry » dans le sens d'un mode de gestion capable de réconcilier les valeurs ancestrales autochtones et les visions non autochtones? Depuis quelques années les changements aux régimes forestiers provinciaux instaurent des forums locaux où les Autochtones peuvent participer à la gestion des forêts et mieux faire valoir leurs représentations et utilisations culturelles de la forêt (Parsons et Prest, 2003; Beckley, 1998; Betts, 1997). La participation des Autochtones à la gestion forestière est d'ailleurs souvent reconnue comme une condition importante pour la certification des produits forestiers (Myre, 1998). Ces conditions, si elles ouvrent des possibilités nouvelles vers une intégration à part égale des Autochtones, n'offrent cependant aucune garantie en ce sens puisque les intérêts de part et d'autre restent souvent difficiles à réconcilier.

### Paradigmes du savoir et cooptation<sup>47</sup>

Aborder la question de la participation des Autochtones à la gestion forestière renvoie inévitablement à poser la question du fondement épistémologique de la connaissance et de la définition de la nature chez les Premières Nations ainsi que le problème de la reconnaissance de ce savoir par les autres parties. Le savoir autochtone, souvent qualifié de savoir traditionnel-écologique (*Traditional-Ecological-Knowledge*), est holistique en ceci qu'il ne se conçoit pas en dehors du mode de vie et des croyances, il n'est donc pas « objectif » au sens du savoir scientifique. Dans le paradigme du savoir autochtone, les croyances religieuses et spirituelles jouent un rôle central dans l'interprétation qui est donnée des lois naturelles. Ainsi, l'équilibre de la nature n'est pas expliqué par la loi Lavoisier de la conservation de la masse (rien ne se perd, rien ne se crée) mais est attribué à l'existence d'une volonté supranaturelle habitant les animaux et autres formes de vie (végétaux, eau, vent, feu) qui veillent à l'équilibre de la nature. Dans cette perspective, le savoir traditionnel-écologique autochtone relève plus d'une démarche métaphysique que d'une approche hypothético-déductive, telle que celle qui supporte en principe la science moderne. Ainsi, Marcel Dominique ouvrait le colloque : *Les Premières Nations et les mesures d'harmonisation en milieu forestier*, tenu à Essipit les 9, 10 et 11 mars 2004, par ces mots :

*Dans les anciennes cultures autochtones, on dit que la Terre-mère est comme un animal et nous les humains, nous sommes des parasites. Alors, quand nous essayons de labourer la Terre, elle grouille un peu. Ça lui donne des démangeaisons. Elle se demande : « Qu'est-ce que les humains font sur mon dos? » Elle décide de se gratter. Pour se gratter, il y a les tremblements de terre, les inondations, les volcans, et la nature se déchaîne. Il faut l'écouter, l'entendre, la respecter parce que nous dépendons de la terre. (Dominique 2004 : 5).*

En novembre 2002, lors du *Second Indigenous Forum on Climate Change* (The Hague), différentes organisations autochtones ont signé ensemble une déclaration des peuples autochtones sur le changement climatique. Celle-ci rappelle les principaux fondements de la pensée autochtone. D'abord que la terre est la Mère des humains et que celle-ci n'est pas un bien à consommer mais un espace sacré que le Créateur a confié aux Autochtones pour qu'ils en prennent soin. Ensuite, le texte rappelle que grâce au savoir traditionnel les peuples indigènes, partout sur terre, ont réussi à maintenir les écosystèmes en équilibre, tant et aussi longtemps qu'ils ont pu y pratiquer leur mode de vie traditionnel.

<sup>47</sup> Cette section s'inspire en partie d'un texte publié (Martin 2004) dans une revue de transfert des connaissances sous patronage de la communauté européenne,

Les auteurs du texte considèrent même que seuls les territoires encore exploités selon le modèle autochtone ne contribuent pas au réchauffement climatique. Ainsi affirment-ils :

*Our cultures, and the territories under our stewardship, are now the last ecological mechanisms remaining in the struggle against climate devastation. All Peoples of the Earth truly owe a debt to Indigenous Peoples for the beneficial role our traditional subsistence economies play in the maintenance of planet's ecology.* (Declaration of Indigenous Peoples on Climate Change, article 3).

Malgré l'apparente incompatibilité épistémologique entre savoir traditionnel-écologique et science moderne nous assistons, en Amérique du Nord, à l'émergence d'un quasi-consensus en sciences sociales à propos du savoir traditionnel et écologique. En effet, alors que celui-ci fut pendant longtemps rejeté du revers de la main, du fait de ses fondements spirituels, les études anthropologiques et sociologiques les plus récentes affirment au contraire que le savoir traditionnel des Autochtones est susceptible de contribuer grandement à la science moderne. Des travaux récents suggèrent même que ces savoirs doivent être combinés aux observations scientifiques pour produire la meilleure analyse possible (Berkes 1994, 1997, 1999; et Berkes, George et Preston 1991). En effet, les savoirs autochtones sont susceptibles de procurer des informations inaccessibles aux enquêtes scientifiques classiques, ils peuvent retransmettre des observations faites par l'humain il y a des décennies et que les sciences modernes ne sauraient retracer qu'en déployant des efforts importants. Plus encore, certains scientifiques prônent l'intégration des deux formes de savoirs afin de définir les mesures de protection. La NASA, en organisant un atelier de réflexion sur le changement climatique et les Autochtones (Albuquerque 28 octobre - 1<sup>er</sup> novembre 1998), apportait une caution plus que morale à cette approche venue des sciences sociales. Nancy Maynard de la NASA déclarait, lors de cette réunion, que pour comprendre complètement les implications du changement climatique, il était impératif d'avoir recours à la sagesse et à l'expérience des Autochtones, qu'il fallait intégrer leurs expériences des événements passés, leurs perspectives enracinées dans la culture et leurs recherches avec les observations et les résultats de recherche de la science non autochtone.

Pourtant, cette caution morale venue des « science dures » concernant la possible intégration du savoir traditionnel et écologique n'entraîne pas pour autant des actions concrètes. En fait, malgré les données produites par les instituts de recherches autochtones, à partir du savoir et de l'observation locale, les experts attachés aux universités continuent à conduire leurs propres recherches sur des sujets tels que la gestion de la forêt ou le changement climatique sans consulter les savoirs autochtones. Ceci conduit au développement en parallèle de deux corpus de données. Lors d'un séjour à Kuujuarapik (Nunavik), l'un de

nous a entendu de jeunes Inuit faire des plaisanteries à propos d'une équipe de l'Université Laval qui, à grand renfort de moyens techniques, cherchait à mesurer les effets des feux sur les forêts d'épinettes situées à la limite septentrionale des arbres. Je me souviens qu'un jeune fit ce commentaire en regardant une équipe de chercheurs partir en hélicoptère pour leur site d'expérimentation : « Pourquoi est-ce qu'ils ne nous demandent pas ce qu'on sait sur les incendies de forêt? Nos aînés en ont vu des feux, c'est ridicule de dépenser autant d'argent pour envoyer des étudiants faire brûler des petits carrés de toundra pour voir combien de temps ça prend pour repousser, alors qu'il suffirait de nous le demander. »

En somme, les deux formes de savoir, traditionnel-écologique d'une part et scientifique d'autre part, se construisent en parallèle. Ce constat faisait dire à Leanne Simpson (2001), Directrice des Études Environnementales Autochtones de l'Université Trent (Ontario) que les Euro-canadiens ne sont pas intéressés par un savoir alternatif ayant des fondements épistémologiques différents, mais seulement par les informations factuelles fournies par le savoir traditionnel quand celles-ci peuvent être utilisées pour tester les hypothèses générées par des scientifiques. Leanne Simpson suggérait même, à la suite de Stevenson (1996) et McGregor (1999) que le savoir traditionnel autochtone est aujourd'hui « récupéré » par les chercheurs des universités qui le « reconstruisent », non pas pour le comprendre dans son intégralité, mais afin de le normaliser et de le « scientifier » de manière à ce qu'il puisse être intégré à la science moderne. En fait, l'approche qui se dessine dans les sciences de la nature, par rapport au savoir traditionnel, consiste à ne voir en lui qu'un simple corpus de données qui, une fois collectées, soit par des étudiants envoyés en stage dans les communautés autochtones, soit en demandant aux autochtones eux-mêmes de le rassembler, peut ensuite être traité et analysé à l'aune des concepts scientifiques. Cela crée, on s'en doute, une distorsion importante puisque les informations que procure le savoir traditionnel ne sont pas neutres, mais sont, au contraire, associées à une conception du monde spécifique et n'ont de véritable valeur empirique que dans ce contexte épistémologique. Il en va d'ailleurs de même des données produites par le savoir scientifique qui ne prennent tout leur sens que si l'on admet les prémices qui supportent la science.

Si l'on considère cette différence épistémologique fondamentale, on peut comprendre pourquoi certains intellectuels autochtones, tels Leanne Simpson, s'insurgent contre la récupération de leurs connaissances, utilisées pour supporter une forme de pensée étrangère à la leur. Cela devient pour eux d'autant plus difficile à admettre que le fondement du savoir traditionnel et écologique est souvent considéré, au mieux, comme un savoir auxiliaire ou, au pire, comme une donnée politique avec laquelle il faut composer pour obtenir la collaboration des communautés autochtones, indispensable au financement institutionnel de la recherche. En fait, un des problèmes de la non-reconnaissance de l'égalité des savoirs est que l'intégration des Autochtones dans les organismes de prises de décision tels que les conseils

d'administrations des parcs naturels, ou bien leur participation dans les études préliminaires des grands travaux ne conduit pas nécessairement à la prise en compte de leur vision du développement. Pire encore, cette participation conduit bien souvent à une cooptation de leurs arguments et minimise ainsi leur opposition au développement de type industriel. En effet, au fur et à mesure que le long processus de prise de décision suit son cours, le savoir autochtone est progressivement marginalisé, à force d'être confronté aux données quantitatives et « objectives » des scientifiques. Si bien que les experts scientifiques imposent petit à petit leurs analyses de la situation et les décisions prises finissent par être davantage inspirées par la vision scientifique que par le savoir traditionnel-écologique. Le résultat net de l'intégration du savoir traditionnel-écologique dans les processus scientifiques est, au mieux, décevant pour les Autochtones (Martin, Falvo et Chotka 2004) et, dans le pire des cas, ils se rendent compte que leur participation aux débats ou au processus de gestion les rend co-responsables de décisions qu'ils ne cautionnent pas. Ainsi, dans le cas du projet hydroélectrique Grande-Baleine, auquel les Inuits étaient particulièrement hostiles — puisque devant inonder leur territoire — le fait qu'ils aient été inclus, à titre d'experts, dans les études d'avant-projet a permis aux auteurs des rapports de faisabilité de dire que la version finale du projet avait été élaborée grâce à la participation des Inuits. Le texte final poussant même l'ironie jusqu'à identifier une des variantes en précisant qu'elle avait été développée à la suite des conseils des Inuits, donnant ainsi l'illusion que ces derniers étaient en accord avec le projet, voire qu'ils en partageaient la paternité (Martin 2003).

Loin d'être dupes, les Autochtones craignent ainsi que le recours au savoir traditionnel et l'implication des aînés dans les projets de recherche ne servent qu'à légitimer le processus scientifique au lieu de faire la promotion de la « sociodiversité ». Pourtant les Autochtones sont convaincus qu'ils peuvent contribuer à la connaissance et pensent que leurs expériences pourraient être plus judicieusement utilisées que pour simplement cautionner et rendre politiquement acceptables des travaux parfois dangereux pour l'environnement, comme en témoigne cet extrait d'un discours du Chef Denis Ross :

*Malgré le fait que bien des acteurs nous reconnaissent un savoir traditionnel et millénaire en matière de gestion de l'écosystème forestier, il n'en demeure pas moins que notre contribution se veut limitée ou restreinte au processus de consultation formelle imposé par la loi ou encore à la participation entourant les processus de certification environnementale. Pourtant notre contribution a permis d'améliorer les pratiques forestières dans leur ensemble et par la même occasion, de favoriser l'aménagement durable de la forêt. En conséquence, les Premières Nations se doivent d'être prises en compte lors de l'élaboration des politiques et des normes d'intervention régissant*

*l'implication, entre autres des compagnies forestières sur l'ensemble du Nitassinan (Ross 2004 : 9).*

Les Autochtones n'ignorent pas que la validité de leur savoir est mise en cause du fait des fondements spirituels de leur approche. Pourtant, eux sont convaincus de l'efficacité de leur savoir car, éclairés par l'expérience de leurs ancêtres, les Autochtones considèrent avoir su effectuer une gestion de la faune et de la flore plus que satisfaisante et nettement supérieure à celle des Euro-canadiens dont l'approche est, selon les membres des Premières Nations, prédatrice et de ce fait non durable, surtout dans le domaine de la forêt :

*Pour nous, laisser de côté ce que nous ne comprenons pas est toujours une bonne politique. Non seulement nous, les humains, dépendons de la forêt mais toute vie en dépend. Nous laissons les choses être et nous laissons la forêt se développer naturellement. C'est notre approche. Toute votre science ne saura vous sauver si vous continuez à prendre ce qui est là et ce qui nous garde ici. Je sais que tout dépend de tout... C'est la meilleure science que je puisse vous donner. (Aîné innu Simon Michel, cité par Niquay 2004 : 11).*

Tout dépend de tout, voilà le fondement de la connaissance autochtone. Ce qui signifie que chaque projet de développement, chaque coupe forestière a un impact dont les répercussions dépassent largement la simple action initiale. Pour les Autochtones, il est donc impératif que l'Occident repense le développement de manière à le rendre compatible avec l'objectif général des Autochtones de conservation de la nature.

En attendant que cela advienne, ces derniers adoptent, surtout dans le domaine de l'exploitation forestière, une stratégie en deux volets. Premièrement, ils ont recours aux tribunaux pour contraindre les provinces à les consulter avant d'octroyer aux compagnies des droits de coupes sur les territoires ancestraux. Depuis le jugement rendu en faveur des Haïdas par la Cour suprême (2004), les Autochtones savent que, même si leur nation n'a pas signé d'entente formelle, les tribunaux doivent quand même protéger leurs droits et qu'ils doivent être consultés avant que leurs territoires ne soient exploités. Le jugement rendu, le 17 juin 2005, par la Juge Grenier en faveur des Innus qui s'opposaient aux contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAF) accordés à la compagnie Kruger par Québec est, à ce titre, très clair : « Québec [...] a violé son obligation constitutionnelle » (cité par Le Devoir 2004) a déclaré la Juge ajoutant que les gouvernements ne peuvent agir sans consulter les Premières Nations même si celles-ci n'ont pas encore fini de négocier la reconnaissance de leurs droits territoriaux. Ce jugement aura, sans aucun doute, des répercussions pour les Premières Nations qui n'ont pas encore signé d'ententes,



notamment les Algonquins, les Innus et les Atikamekw, et dont les territoires sont l'objet d'importantes exploitations forestières.

Le second volet de la stratégie autochtone consiste à « développer des mécanismes leur permettant de participer de façon plus importante à la gestion territoriale » (Niquay 2004 : 10). Le but de cette participation dans des projets de cogestion est :

*de rendre conditionnelle la préservation des modes de vie traditionnels au développement économique [...] Ce principe de même que celui du développement durable ne sont pas évidents à faire appliquer par les compagnies forestières. Les discussions doivent être longues et les arguments réitérés maintes fois... (Coocoo 2004 : 14).*

Les Autochtones veulent donc mettre à profit le droit qui leur est reconnu d'être partie prenante des modèles de gestion afin de protéger l'environnement mais ils ne rejettent pas systématiquement tout projet forestier et sont prêts à s'impliquer ou à participer à des projets si ceux-ci respectent le développement durable, intègrent le savoir traditionnel-écologique et sont créateurs d'emplois pour leurs communautés. C'est le cas par exemple de l'entreprise forestière Innu de Mashteuiatsh, propriété d'un Innu, ainsi que de la Forêt de l'Aigle qui va nous intéresser maintenant.

#### **Une réalisation de la forêt plurielle, la Forêt de l'Aigle<sup>48</sup>**

L'expérience de la Forêt de l'Aigle (Boucher et Koleva, 2005) illustre bien à la fois les changements qui sont en train de se produire dans les régimes forestiers tout comme l'idée et la pratique de la sociodiversité et la dimension plurielle de la forêt et de son utilisation. Enfin, elle comporte la particularité d'intégrer, dans sa conception, son orientation et sa gestion, la Première Nation Anishinabeg de Kitigan Zibi. Ce projet de gestion et de développement est situé dans le nord de l'Outaouais, plus précisément entre les municipalités de Cayamant et de Maniwaki, cette dernière jouxtant Kitigan Zibi. Nous en rendons partiellement compte ici en rappelant successivement qui sont les acteurs impliqués dans cette expérience, la diversification des activités qui s'y développent et le mode de gouvernance qui préside à sa gestion.

#### **De nouveaux acteurs dans la gestion et l'utilisation de la forêt**

Comme il a été souligné précédemment, pendant plus d'un siècle et demi, les acteurs qui avaient autorité sur l'utilisation de la forêt publique ou étatique du Québec se limitaient aux entreprises forestières et à l'État comme fiduciaire de ce patrimoine de

ressources naturelles. Mais les changements introduits dans le régime forestier québécois à partir de 1986, avec la Loi sur les forêts, ont créé un espace qui permettait l'intervention des autres acteurs sociaux et même l'émergence de nouveaux acteurs dont les activités allaient être nettement orientées à la fois vers l'aménagement intégré de l'ensemble des ressources forestières et vers l'accessibilité à ces ressources par la population, locale en premier lieu, mais également de l'extérieur. La Corporation de gestion de la Forêt de l'Aigle (CGFA) appartient à cette mouvance du réseau de la Forêt habitée. Bien que cette idée d'une nouvelle forme d'utilisation de la forêt ait été lancée par des fonctionnaires du ministère des Ressources naturelles, la CGFA n'est ni une agence gouvernementale, ni un sous-traitant de l'État. Elle n'appartient pas non plus à l'univers des entreprises privées à capital-actions, mais plutôt à l'univers des entreprises collectives de l'économie sociale. Il s'agit donc d'une entreprise associative ou communautaire qui ne vise pas l'accumulation du capital et recherche plutôt le service au milieu que le profit, bien qu'elle ait un devoir de rentabilité, bref de bon gestionnaire.

Comme association, la CGFA comporte une particularité sur le plan de la composition de ses membres. Alors que la majorité des associations sont composées de membres individuels, celle de la Forêt de l'Aigle regroupe sept membres collectifs de nature diverse et aux objectifs variés. Trois d'entre eux sont des associations récréatives, plus précisément deux associations de chasse et de pêche et un club de motoneige. Nous y trouvons aussi un institut de recherche sur la forêt et une société sylvicole qui s'occupe d'opérations et d'aménagement forestier. Enfin, les deux autres sont des gouvernements locaux, la municipalité de Cayamant sur laquelle s'étend une partie du territoire de la Forêt de l'Aigle et le Conseil de bande de la Première Nation Anishinabeg de Kitigan Zibi. Chacun de ces membres collectifs est représenté au Conseil d'administration de la CGFA. Par ailleurs, la composition de la Corporation n'est pas limitée à sept membres et pourrait en accueillir d'autres.

Cette composition de la Corporation montre clairement que la CGFA regroupe des intérêts différents et qu'elle exerce un rôle de coordination dans l'utilisation et le développement d'un territoire forestier et de ses ressources diverses. Elle laisse aussi entrevoir qu'il s'agit d'un mode partenarial de coordination impliquant à la fois des institutions ou pouvoirs publics que sont les gouvernements locaux et des organisations autonomes de la société civile ou de la population locale. Tout cela indique que la population locale s'est appropriée rapidement le projet de la Forêt de l'Aigle, bien qu'on ne puisse pas conclure, loin s'en faut, que l'ensemble de la population locale et de ses organisations soit impliqué dans cette expérience de gestion et l'orientation de ce projet. Cependant, on peut pour le moins soutenir que les groupes sociaux qui considèrent avoir des intérêts plutôt immédiats dans l'utilisation des ressources de ce territoire participent à l'orientation de cette expérience de développement.

<sup>48</sup> Cette partie du texte a fait l'objet d'une communication au colloque sur *Le développement local en milieu forestier*, tenu à Velingrad, Bulgarie, les 18 et 19 mai 2005.

Or, Kitigan Zibi s'est retrouvé parmi les tout premiers membres fondateurs de la CGFA. Bien que cette Première Nation ne renonce pas, du fait même de sa participation, à ses revendications et droits territoriaux sur la Forêt de l'Aigle, qui correspond à une partie importante de son espace historique de circulation et d'activités (territoire traditionnel), elle a voulu participer de plain-pied à ce projet comme partenaire des autres organisations membres. L'apport économique de l'entreprise à cette communauté se résume à un certain nombre d'emplois saisonniers dans les activités de coupe, ce que les responsables locaux considèrent non négligeable. Surtout, ils se sont impliqués dans le projet avec le désir d'insuffler dans l'entreprise certains éléments de la vision autochtone du développement et de la conservation de la forêt.

Enfin, il importe de souligner que la gestion de la Forêt de l'Aigle est appuyée par une équipe de professionnels aux compétences diversifiées. Avec ce projet, on voit même apparaître des types de professionnels qui n'intervenaient pas en forêt auparavant, tels que des biologistes et des écologistes, des « récréologues » et des chercheurs. Nous n'avons donc plus affaire aux savoirs classiques seulement de l'aménagement et des activités de prélèvement de la matière ligneuse tels que le génie forestier, mais d'autres types de génie ou de savoir-faire traditionnels se sont ajoutés grâce au partenariat. La forêt apparaît donc comme un milieu très diversifié qui nécessite des compétences professionnelles variées tant sur le plan biologique que sur le plan social et récréo-touristique. Car plusieurs ressources doivent y être aménagées et une pluralité d'utilisations y sont à concilier.

La question du compagnonnage des savoirs se pose cependant. Selon toute apparence, les nouvelles professions y trouvent leur place à côté des professions classiques de la forêt, telles qu'elles se sont développées au cours du XXe siècle. Par contre, jusqu'ici, la recherche que nous menons ne nous a pas permis de vérifier jusqu'à quel point les savoirs traditionnels étaient ou pouvaient être reconnus, valorisés et mis à profit dans ce projet au même titre que les autres types de connaissances. Nous pensons à l'expérience, souvent longue, des ouvriers forestiers et techniciens sur le terrain, à celle des chasseurs et pêcheurs, randonneurs de divers types, et tout particulièrement à celle des Premières Nations dont le processus d'intégration et de développement de la connaissance se différencie considérablement de la démarche des sciences et technologies modernes actuellement utilisées en forêt. Mais les formes de délibération sociale qui animent ce projet comme nous le verrons plus loin, ne pourraient-elles pas servir d'espace, parmi d'autres, d'intégration de divers savoirs?

### **Une pluralité d'utilisations à concilier**

Outre les activités de la CGFA (2003) reliées au renouvellement, à l'aménagement et à l'exploitation de la matière ligneuse comme détentrice d'un CAAF, opérations qui assurent le financement de son développement, la Forêt de l'Aigle demeure

un lieu d'activités traditionnelles sur le plan récréatif, c'est-à-dire la chasse et la pêche d'un côté et la randonnée motorisée soit en véhicule tout terrain (VTT ou Quad) soit en motoneige l'hiver. Il s'agit d'activités pratiquées depuis longtemps par la population locale et cette dernière craignait que l'établissement de la CGFA ne vienne entraver leur accès à la Forêt de l'Aigle. « Une frange des utilisateurs de la Forêt de l'Aigle sont attachés à ce territoire en raison de sa gratuité mais également du fait qu'il n'est pas géré par des 'autorités' » (Entre les lignes Inc., 1996, p. 26). Il s'était d'ailleurs développé un fort sentiment de propriété des lieux parmi les utilisateurs qui résident dans la région immédiate, entre autres chez les propriétaires de chalets (13 ou 14) qui détiennent un bail de location à long terme sur le terrain où ils sont installés. Outre la crainte de perdre leurs droits de circulation et leurs droits d'installation, ces utilisateurs réguliers redoutaient d'être incommodés dans leurs activités et leurs déplacements par les opérations forestières. Enfin, certains propriétaires de chalets s'inquiètent de l'installation de camping semi-permanents en bordure des lacs où ils sont eux-mêmes installés et ont peur de perdre leur intimité.

Ainsi, dès l'élaboration de son projet, la CGFA devait concilier plusieurs usages différents de la forêt et les intérêts divergents de différents acteurs : ses propres activités d'exploitation forestière dont elle allait tirer la majeure partie de ses revenus, la fréquentation historique des lieux par une partie de la population locale pour des activités traditionnelles dans la nature, le développement de l'accessibilité de la Forêt de l'Aigle à une portion supplémentaire de la population locale ou régionale en créant de nouveaux moyens d'accès et d'hébergement, ainsi que le développement des activités récréo-touristiques d'un nouveau genre. En effet, la Corporation a déjà commencé à développer de nouveaux créneaux d'utilisation et d'activités dont elle entend poursuivre la promotion bien que ce genre d'activités soit moins populaire auprès de la population locale. On y retrouve les sentiers de randonnée, dont l'original sentier suspendu, de ski de fond, de vélo de montagne, le canotage, des aménagements pour faciliter l'observation des paysages comme de la faune et de la flore, la cueillette de petits fruits, de champignons, etc. On le voit bien, le programme de la CGFA est nettement orienté en fonction du milieu forestier comme un lieu de ressources multiples et s'adresse à divers intérêts et groupes de la population.

La conciliation entre ces usages différents, et sans doute divergents dans certains cas, a de toute évidence été réussie en bonne partie, ce qui n'élimine certes pas toute tension sociale et logistique que la CGFA doit arbitrer. Sur ce plan, les rapports et autres documents examinés ainsi que les entrevues réalisées avec des représentants de l'organisation témoignent d'une grande sensibilité aux aspirations de la population locale, une volonté de les respecter, d'y ajuster son programme et d'obtenir son adhésion au projet de développement de la Forêt de l'Aigle. Cette préoccupation indique que la Corporation exerce un mode de coordination ou de gouvernance bien ancrée dans le milieu.

### Un mode de gouvernance ancré dans le milieu

La Corporation de gestion de la Forêt de l'Aigle semble réaliser une forme de gouvernance locale démocratique, participative et délibérative. Entreprise associative, elle constitue une sorte d'institution intermédiaire de coordination du développement appartenant à l'univers de l'économie sociale et solidaire (Laville, 2000). Les Corporations de développement économique communautaire (CDÉC) qui ont été mises en place dans des milieux urbains à l'initiative du mouvement communautaire ou associatif et les Sociétés d'aide au développement des collectivités (SADC), une initiative du gouvernement fédéral que les communautés locales rurales se sont appropriée, appartiennent à la même forme d'organisation tout comme les Centres locaux de développement (CLD). Tous ces dispositifs partagent un trait commun : une composition qui inclut à la fois des représentants des pouvoirs publics et des organisations de la société civile en plus d'agir sur le mode partenarial.

Mais ce n'est pas que la composition de la CGFA qui assure un mode de gouvernance participatif et démocratique. Les préoccupations qu'elle exprime dans ses rapports, dans le discours de ses dirigeants mais aussi dans ses activités indiquent qu'elle entretient un rapport avec le milieu et la population en général qui va bien au-delà des intérêts des membres collectifs qui la composent. Entre autres, elle a, dès son démarrage comme organisation, commandé une enquête sur les attentes de la population à l'égard de la Forêt de l'Aigle (Entre les lignes Inc., 1996). Il est d'ailleurs cohérent que l'on maintienne ouverte la possibilité de nouvelles adhésions à la Corporation. D'un côté, les intentions de la CGFA sont orientées vers l'intérêt général de la population et non pas vers les intérêts particuliers de ses membres seulement ou de quelques-uns d'entre eux. Elle entre ainsi dans l'espace public et les délibérations qui s'y déroulent dans le cadre de son Conseil d'administration comme dans les sondages et forums publics qu'elle organise garantissent ce rapport avec l'intérêt général et l'espace public. D'un autre côté, la Corporation se met en position de construction sociale permanente. En effet, pour remplir sa mission, elle doit rester en lien constant avec le milieu et ses organisations de divers types, poursuivre les diverses délibérations et arbitrages nécessaires pour concilier diverses aspirations de la population. L'exercice de la gouvernance ou de la coordination du développement du milieu par les ressources disponibles à la Forêt de l'Aigle est avant tout une démarche profondément sociale, une construction sociale bien avant d'être une planification administrative et économique. On peut avancer, sans grand risque de se tromper, que la réussite de cette expérience de développement tourné vers le milieu dépend en quelque sorte d'un capital social que l'on doit construire et entretenir, que l'on pourrait donc qualifier de patient, en ce sens que c'est à moyen terme qu'il livrera ses véritables fruits.

Par ailleurs, cela ne veut pas dire que cette construction est acquise une fois pour toutes et que la CGFA n'a pas de défis à relever sur ce plan. L'un de ces défis concerne l'orientation de la

représentation des membres de la Corporation. Il n'est pas facile en effet de concilier cette tension que vivent les délégués entre, d'une part, la poursuite des intérêts et les préoccupations de leur organisation et de ses membres et, d'autre part, la poursuite de l'intérêt général que vise la CGFA. Sur un autre plan, la Corporation est confrontée à des blocages par ce que nous pourrions appeler l'enfermement sectoriel. Par exemple, l'entente qu'elle a obtenue avec le ministère des Ressources naturelles ne lui donne pas pleine autorité territoriale sur des types d'activités qui sont régulées par des lois et des règlements sous la juridiction d'autres ministères, que ce soit sur le plan de la chasse et de la pêche ou sur le plan de la circulation en forêt (CGFA, 2003). Enfin, nous avons déjà relevé la question de la nécessité d'une meilleure intégration des divers types de savoirs, tout comme d'une intégration plus poussée de la communauté de Kitigan Zibi. Ce dernier défi dépend en bonne partie de l'évolution des rapports entre cette communauté et les autres de la région, tant sur le plan de l'accès à la forêt que de celui d'autres composantes de la vie en société, que ce soit la santé, l'éducation, l'économie. Dans cette perspective, l'expérience de la Forêt de l'Aigle laisse présager des possibilités de coopération et de partenariat dans le respect de la diversité.

### Conclusion

Le cas de la Forêt de l'Aigle que nous venons de présenter peut être vu à la fois comme un miroir de tendances très contemporaines qui travaillent le secteur forestier et un cas exceptionnel, exemplaire en quelque sorte. Il est un miroir dans la mesure où il offre une réponse parmi d'autres à la crise de légitimité qui travaille présentement la gestion des forêts publiques. Cette crise et les réponses qu'y apportent les États provinciaux au Canada sont le signe de l'éclatement du consensus des États et des industriels autour d'un mode de gestion industriel. Face à une gestion industrielle discréditée, les politiques forestières s'ouvrent progressivement à la diversité d'utilisateurs qui deviennent des « parties prenantes » du territoire forestier.

L'ouverture des politiques forestières à la diversité des usages et à la « sociodiversité » ne va pas sans poser des défis nouveaux : conciliation d'usages potentiellement contradictoires du patrimoine forestier mais également conciliation de visions et d'intérêts différents. La Forêt de l'Aigle représente une tentative de conciliation à l'échelle locale et de cohabitation productive de conceptions très différentes de la forêt et de son utilisation, incluant celle des Autochtones. En ce sens, elle est, comme plusieurs cas qui émergent sur le territoire canadien, à la fois une conséquence de la crise de légitimité et un effort de reconstruction de consensus locaux autour d'un savoir pluriel puisant dans la diversité des identités et des intérêts par rapport à la forêt.

L'expérience de la Forêt de l'Aigle apparaît également exceptionnelle, bien que non unique, et c'est pourquoi elle est largement reconnue comme un succès par les commentateurs du

monde forestier et du développement rural (De Blois Martin, 2002). Elle est exceptionnelle dans la mesure où elle a réussi une certaine intégration entre la vision autochtone et celle des autres usagers locaux. Une telle intégration ne va pas de soi, même dans un contexte où les politiques publiques suggèrent un partage du pouvoir entre les divers usagers. Les savoirs traditionnels des Premières Nations sur la nature et l'environnement sont difficilement conciliables avec les visions scientifiques et le savoir acquis des gestionnaires traditionnels de la forêt. Cet écart peut souvent donner prise à de mauvaises compréhensions et à des conflits parfois acrimonieux sur le partage des ressources naturelles entre les communautés euro-canadiennes et autochtones. Le caractère exceptionnel de la Forêt de l'Aigle qui en fait un modèle pour plusieurs repose sur sa capacité de concilier plusieurs usages et divers types d'acteurs en plus d'avoir intégré dans ce processus une Première Nation à côté d'autres organisations de la société. Pour cette raison, elle offre un potentiel de construction d'un *modus vivendi* entre le savoir traditionnel-écologique des Premières Nations, les représentations ludiques de la forêt courante dans la population locale, les savoir-faire traditionnels des forestiers et les visions scientifiques et technologiques de l'utilisation des ressources du milieu forestier. En fait, la Forêt de l'Aigle s'est progressivement instituée comme un forum local permettant l'intégration active des diverses visions. Le résultat net de cette intégration est l'absence de conflit ouvert et la capacité qu'ont les différents acteurs d'agir sur la forêt en fonction de leurs intérêts individuels que ceux-ci soient d'ordres économiques, écologiques, récréatifs, politiques ou spirituels. La forêt devient donc un lieu de pluralité ou le respect de la sociodiversité permet d'avancer.

De la sorte, la CGFA pourrait progressivement devenir un forum local d'intégration active des divers savoirs, visions et usages d'une forêt qui devient de plus en plus plurielle. Cela ne peut se réaliser que dans un processus de démocratisation qui s'appuie sur l'inclusion et la participation de la population et la délibération entre les différents acteurs et intérêts qui la composent en même temps que sur l'implication des représentants élus des gouvernements locaux. Une telle expérience et son développement sont difficilement concevables sans l'ouverture créée par les changements qui sont intervenus dans les politiques forestières sous la pression de la population et des mouvements sociaux au cours des vingt dernières années au Québec comme ailleurs. En même temps, la réussite et la poursuite de telles expériences assurent l'authenticité de l'évolution du régime forestier. Elles doivent se multiplier, certaines devenant exemplaires de façon à faire modèle, afin que les compromis qui sont en train de se construire socialement et politiquement dans l'utilisation de la forêt s'institutionnalisent. Cela devrait contribuer à créer un nouveau modèle de développement dans le secteur de la forêt où seraient incluses diverses composantes de la population dont les Premières Nations et les Autochtones en général.

## Remerciements

Ce texte a bénéficié de l'appui financier du Conseil de recherche en sciences humaines du Canada dans le cadre d'un projet intitulé Gouvernance locale dans les régions périphériques québécoises.

## Bibliographie

- BASILE, S., 1998, Le tourisme dans un contexte de prise en charge : deux cas autochtones; Manawan (Canada) et Ilutissat (Groenland), mémoire de maîtrise en anthropologie, Québec, Université Laval.
- BECKLEY, T., (1998), « Moving toward consensus-based forest management : A comparison of industrial, co-managed, community and small private forests in Canada », *The Forestry Chronicle*, vol. 74, no 5, p. 736-744.
- BETTS, M., (1997), « Community Forestry in New Brunswick », *International Journal of Ecoforestry*, vol. 12, no 3, p. 247-254.
- BERKES, F., (1999), *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. Philadelphia, PA, Taylor and Francis.
- BERKES, F., (1997), "New and Not-So-New Directions in the Use of the Commons: Co-Management". *The Common Property Resource Digest*, 42, p. 5-7.
- BERKES, F., (1994), "Co-Management: Bridging Two Solitudes". *Northern Perspectives*, 22 (2/3), p. 18-20.
- BERKES, F., GEORGE, P. and PRESTON, R. (1991), "Co-Management: The Evolution in Theory and Practice of the Administration of Living Resources". *Alternatives*, vol. 18, no 2, p. 12-18.
- BLAIS, R., (2005), « L'écoumène forestier canadien : De son exploitation à sa gestion jusqu'à sa gouvernance » dans J. L. Boucher et G. Chiasson (dir.). *Le développement local en milieu forestier*, Université du Québec en Outaouais, Actes de colloque, (À paraître).
- BLAIS, R. et CHIASSON G., (soumis pour publication), « L'écoumène forestier canadien: État, techniques et communautés. Évolution d'un certain savoir-faire ». *Revue canadienne des sciences régionales*.
- BOUCHER, J.L. et S. DUPUIS, (2005), « Le régime forestier du Québec : marché, État et société civile ». dans J. L. Boucher et G. Chiasson (dir.). *Le développement local en milieu forestier*, Université du Québec en Outaouais, Actes de colloque, (À paraître).
- BOUCHER, J. L. et S. KOLEVA, (2005), « La Forêt de l'Aigle, une innovation sociale », dans J. L. Boucher et G. Chiasson (dir.). *Le développement local en milieu forestier*, Université du Québec en Outaouais, Actes de colloque, (À paraître).
- BOUTHILIER, L., M. CARRIER, S. CÔTÉ et J. DÉSY, (2000), « Viabilité des communautés dépendantes de la forêt », dans M. Carrier et S. Côté, (s.d.), *Gouvernance et territoires ruraux. Éléments d'un débat sur la responsabilité du développement*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 245-297.
- CARRIER, M., (1995), « Décentralisation et stratégies entrepreneuriales en Abitibi-Témiscamingue : les lots intramunicipaux et le secteur agroalimentaire », dans M. U. Proulx (dir.), *Regards sur la décentralisation gouvernementale au Québec*, Chicoutimi, GRIR, p. 257-267.
- CGFA, (2003), *Plan de développement multiresources 2002-2006*. Document synthèse, Maniwaki (Québec), Corporation de gestion de la Forêt de l'Aigle.
- CHIASSON, G., (2005), « La forêt comme espace d'une nouvelle gouvernance des régions périphériques du Québec » dans J. L. Boucher et G. Chiasson (dir.). *Le développement local en milieu forestier*, Université du Québec en Outaouais, Actes de colloque, (À paraître).
- CHIASSON, G., (2004), « De quel bois on se chauffe? Les politiques forestières au Québec en ce début de siècle », *FuturWest*, no 11, été, p. 4-7.
- CHIASSON, G., et G. GADOURY, (2000), « Les lots intramunicipaux en Abitibi-Témiscamingue ou les hauts et les bas du développement économique local », dans R. Côté (dir.), *Annuaire du Québec 2001*, Éditions Fides, p. 262-267.
- COOCOO, S., (2004), « La protection du territoire par les Atikamekw de Wemotaci », dans Actes du colloque : les Premières Nations et les mesures d'harmonisation en milieu forestier, tenu à Essipit les 9, 10 et 11

- mars 2004, Wendake, Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador, p. 13-15.
- DEBLOIS MARTIN, C., (2002), « Émergence d'une nouvelle économie rurale » dans R. Côté et M. Venne (dir.), L'annuaire du Québec 2003. Montréal, Fides, p. 241-249.
- DÉSY, J., (1995), « Forêt habitée et lots intramunicipaux : les nouveaux fers de lance de la reconquête socioterritoriale des régions ressources? », dans S. Côté, J.L. Klein et M.U. Proulx (dir.), Et les régions qui perdent...?, Chicoutimi et Rimouski, GRIR et GRIDEQ, p. .
- DOMINIQUE, M., (2004), « Introduction » dans Actes du colloque : les Premières Nations et les mesures d'harmonisation en milieu forestier, tenu à Essipit les 9, 10 et 11 mars 2004, Wendake, Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador, p. 5-6.
- DRUIKNER, P., P.W. MATAKALA et D. ZHANG (1991), « Community Forestry and its Implications for Northern Ontario » dans The Forestry Chronicle, vol. 67, no 2, p. 131-135.
- ENTRE LES LIGNES INC. (1996), Les usagers de la Forêt de l'Aigle. Enquête réalisée pour le compte de la Corporation de gestion de la Forêt de l'Aigle, Maniwaki (Québec), Corporation de la Forêt de l'Aigle, Rapport de recherche.
- GIRARD, M., (1994), L'écologisme retrouvé. Essor et déclin de la Commission de la conservation du Canada. Ottawa, Les Presses de l'Université d'Ottawa.
- GLON, E., (1999), « Filière bois, enjeux et limites du développement forestier durable au Nouveau-Brunswick et en Colombie-Britannique. », Annales géographiques. 609-610, p. 542-566.
- GROUPE DE RECHERCHE D'INTÉRÊT PUBLIC DU QUÉBEC (GRIP) (2005), La politique forestière nationale : Analyse critique du rendement accru et recensement des alternatives viables (<http://www.er.uqam.ca/nobel/grip/dr/arq/table.htm>).
- HAYTER, R., D. SOYEZ et E. GLON (2001), « La politique forestière en Colombie-Britannique : le changement des impératifs », Hommes et terres du Nord, , no 3, p. 139-146.
- JOUBE, B., (2004), « Introduction : Les métropoles au croisement de la globalisation et de la transformation du politique », dans B. Joube et P. Booth (dir.). Démocraties métropolitaines, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 1-18.
- LAVILLE, J.-L., dir. (2000), L'économie solidaire. Une perspective internationale, Paris, Desclée de Brouwer
- Le DEVOIR, (2005), Le droit d'agir, <http://www.ledevoir.com/2005/06/30/85237.html>, édition du 30 juin, consulté en ligne.
- MARTIN, T., (2003), De la banquise au congélateur : mondialisation et culture au Nunavik, Québec et Paris, Presses de l'Université Laval et UNESCO.
- MARTIN, T., (2004), « Le changement climatique, un problème global », dans Accès International, Tome 1, p. 145-155.
- MARTIN, T., L. FALVO et M. CHOTKA, 2004, Environment and Economic Development: co-managing a National Park While Stimulating Community Development in Churchill (MB), rapport de recherche, Département de Sociologie, Université de Winnipeg.
1. MCGREGOR, D., (1999), "Indigenous Knowledge in Canada: Shifting Paradigms and the Influence of First Nation Advocates", Actes du colloque Science and Practice: Sustaining the Boreal Forest. Sustainable Forest Management Network, 14-17 février, Edmonton, Alberta. P. 161-170.
- MERCURE, D., (1996), Le travail déraciné. L'impartition flexible dans la dynamique sociale des entreprises forestières au Québec, Montréal, Boréal.
- MYRE, P., (1998), « Changing Forest Values, Forest Legislation and Management in Canada », The Forestry Chronicle, vol. 74, no 2, p. 236-240.
- NIQUAY, T., (2004), « Approche de la Nation Atikamekw », dans Actes du colloque : les Premières Nations et les mesures d'harmonisation en milieu forestier, tenu à Essipit les 9, 10 et 11 mars 2004, Wendake, Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador, p. 10-12.
- PAL, L., (2001), Beyond policy analysis : public issue management in turbulent times. Scarborough, Nelson Thompson Learning.
- PARSONS, R. et G. PREST (2003), « Aboriginal Forestry in Canada », The Forestry Chronicle, vol. 79, no 4, p. 779-784.
- ROSS, D., (2004), « L'expérience de la communauté d'Essipit » dans Actes du colloque : les Premières Nations et les mesures d'harmonisation en milieu forestier, tenu à Essipit les 9, 10 et 11 mars 2004, Wendake, Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador, p. 7-9.
- SALAZAR, D. et D.K. ALPER, (1996), « Perceptions of Power and the Management of Environmental Conflict : Forest politics in British Columbia. The Social Sciences Journal, vol. 33, no 4, p. 381-399.
- SIMPSON L., (2001), "Traditional Ecological Knowledge: Marginalization, Appropriation and Continued Disillusion", actes du colloque Snow Change, accessible à l'adresse Internet : [www.snowchange.org](http://www.snowchange.org)
- STEVENSON, M. G., (1996), "Indigenous Knowledge in Environmental Assessment", Arctic vol. 49, no 3, p. 278-291.
- THÉRIAULT, J.Y., (1997), « Pour un pluralisme démocratique », Politiques et sociétés, vol. 16, no 3, p. 9-27.
- THUOT, J.F., (1998), La fin de la représentation et les formes contemporaines de la démocratie. Montréal, Éditions Nota Bene.

# IMPACT DES AMÉNAGEMENTS DE CONSERVATION DES EAUX ET DES SOLS SUR LA RÉGÉNÉRATION DES RESSOURCES LIGNEUSES EN ZONE SAHÉLIENNE ET NORD SOUDANIENNE DU BURKINA FASO

Souleymane Ganaba, Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA), Centre Régional de Recherches Environnementales et Agricoles (CRREA) du Sahel, BP 80 Dori, Burkina Faso, Courriel : [ganabasouley@yahoo.fr](mailto:ganabasouley@yahoo.fr)

**Résumé :** La présente étude a pour but de suivre l'impact de techniques d'aménagement de conservation des eaux et des sols sur la composition spécifique, la structure et la régénération de la végétation ligneuse en zone sahélienne et nord-soudanienne. Elle a concerné six unités agropastorales (U.A.P) d'intervention d'un projet de développement dont 2 situées en zone nord-soudanienne Boundoré et Kabo-Gountouré et 4 en zone sahélienne Dori Nord, Falagountou, Koréa et Sampelga. Elle a consisté en un inventaire floristique des végétations ligneuses et herbacées de 16 parcelles avec leurs témoins respectifs composés de 11 agricoles et 5 pastorales de 1 ha chacune. Les aménagements de demi-lunes, de cordons pierreux, les digues filtrantes, le sous-solage et le scarifiage ont eu un impact positif sur la reconstitution de la végétation herbacée et ligneuse. *Cassia obtusifolia* colonise les micro-bassins des demi-lunes, les abords immédiats des cordons pierreux et des digues filtrantes et concurrence les autres plantes notamment les ligneux. Les aménagements favorisent également l'apparition et le développement d'une végétation pérenne de *Acacia nilotica*, *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*, *Leptadenia hastata*, *Ziziphus mauritiana*. L'aménagement en demi-lunes donne de meilleurs résultats sur la densité et la composition floristique de la végétation herbacée et ligneuse. Le taux de survie des régénérations ligneuses de 1999 est de 9,45% dans les parcelles pastorales et 2,65% dans les parcelles agricoles. Les espèces ligneuses les plus résistantes qui ont survécu sont *Acacia senegal*, *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*. Ce sont des plantes fourragères et à usage multiple. Une bonne gestion des terroirs aménagés est cependant nécessaire pour assurer une restauration des ressources ligneuses et fourragères.

**Mots-clés :** Aménagement de conservation des eaux et des sols, impact, diversité biologique, parcelles de végétation, Sahel, Burkina Faso. *Cassia obtusifolia* settled inside the micro-basins of half-moon, surroundings the stones bounds and filter dikes competing with others plants specially the woody plants.

**Abstract :** The aim is to study the impact of soil and water conservation management (SWC) technologies in degraded land recuperation in Sahelian zone. Six agro-pastoral units of project intervention zone are composed with 2 in north sudanian zone (Boundoré and Kabo-Gountouré) and 4 in sahelian zone (Dori North, Falagountou, Korea and Sampelga). A floristic inventory was used to evaluate soil and water management impact on biodiversity in 16 pastoral plots and their controls composed by 5 pastorals and 11 cultivated of 1 ha. SWC management favoured the woody and herbaceous vegetation reconstitution.

The half-moons and the stones bounds, the filter dikes and 'sous-solage' and 'scarifiage' favoured the settlement and development of perennial vegetation constituted by *Acacia nilotica*, *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*, *Leptadenia hastata*, *Ziziphus mauritiana*. The half moons management gave the best results on density and floristic composition. The survival level of woody plant regeneration in 1999 is 9, 45% in pastoral plots and 2,65% in cultivated plots. The most resistant species having survived from 1999 were *Balanites aegyptiaca*, *Acacia tortilis* and *Acacia senegal*. These plants are been fodder and multipurpose trees. Good management of managed lands is necessary to restore sustainable resources.

**Key words :** Soil management, impact, biodiversity, vegetation plots, Sahel, Burkina Faso

---

## Introduction

Depuis la grande sécheresse de 1972/73, le Sahel est confronté à une mortalité sélective des plantes ligneuses avec des variations spatio-temporelles du niveau de fourrages herbacés. A cela s'ajoutent les formes plus ou moins sévères de prélèvement du fourrage aérien par ébranchage, émondage en parapluie, étêtage, ...qui portent préjudice à la survie des plantes exploitées (Bortholi, 1983 ; Ganaba et Guinko, 1995).

Les ligneux jouent cependant un rôle essentiel dans la vie des populations sahéliennes en constituant non seulement un fourrage de relais des pâturages herbacés en saison sèche mais aussi une ressource fourragère stable pendant tout le cycle annuel et moins tributaire de la répartition des pluies de la saison précédente comme l'ont si bien souligné Rippsten et de Fabregues (1972) cité par Bernus (1983). De plus ils apportent un complément alimentaire et sont utilisés comme bois de service, bois d'œuvre, médicaments aux populations résidentes (Lykke et al, 2004).

Il est donc nécessaire de protéger les ressources forestières ligneuses pour satisfaire les besoins des populations dans les zones à vocation essentiellement pastorale. Pour assurer cette protection, diverses techniques d'économie d'eau dont les techniques de conservation des eaux et des sols sont appliquées. Certaines sont des techniques ancestrales améliorées comme c'est le cas des alignements d'obstacles à l'écoulement des eaux de ruissellement (cordons pierreux). D'autres sont des techniques nouvelles introduites par les structures d'encadrement et de promotion du monde rural (demi-lunes, digues filtrantes, sous-solage).

Pour compléter les évaluations hydrodynamiques et socio-économiques de ces techniques déjà réalisées en milieu agricole (Kaboré et al., 1995, Kambou et al., 1995) et pour répondre aux attentes des agropasteurs, il était nécessaire de les reproduire et d'en mesurer l'efficacité et l'efficacité en zone pastorale. Cela afin de fournir à tous les acteurs des informations sur la nature de l'impact et sur la durabilité des aménagements pour choisir les ouvrages les mieux adaptés aux conditions du milieu et d'utilisation des terres en zone d'élevage.

La présente étude a ainsi pour but de permettre de juger de l'opportunité des aménagements anti-érosifs sur la restauration des écosystèmes sahéliens et l'amélioration des pâturages. Elle vise à définir l'impact de ces aménagements sur la composition spécifique, la structure et la régénération de la végétation ligneuse dans les zones sahélienne et Nord-soudanienne du Burkina Faso.

## Matériel et méthodes

### Milieu d'étude

L'étude a été menée au Nord du Burkina Faso, dans les provinces sahéliennes du Séno et du Yagha. Elle a concerné six unités agropastorales (U.A.P) d'intervention du projet de gestion des ressources naturelles dans le Séno et le Yagha, dont 4 dans le Séno (UAP du Nord), Falagountou, Sampelga, Koréa et Dori Nord et 2 dans le Yagha (UAP du Sud), Boundoré et Kabo-Gountouré.

Les conditions climatiques de ces provinces sont données par la station de Dori (commune de Dori, province du Séno) qui a reçu en moyenne 461 mm ( $\pm$  161) de pluies par an de 1992 à 2003 et par celle de Sebba (commune de Sebba, province du Yagha) qui a reçu 515 mm ( $\pm$  125) pendant la même période. Le fait marquant demeure la pluviométrie exceptionnelle de 2003 dans toute la zone sahélienne ce qui va occasionner des changements considérables dans la physionomie du milieu.

Sur le plan botanique, les U.A.P du Nord appartiennent au secteur phytogéographique sud-sahélien et celles du Sud au secteur Nord-soudanien selon Guinko (1984).

### Méthodes d'étude

#### Choix des sites d'étude

Les sites d'étude ont été choisis dans six unités agropastorales (U.A.P) : Falagountou, Sampelga, Kabo-Gountouré, Boundoré, Koréa et Dori Nord. Dans chaque U.A.P, deux sous-unités correspondant au type d'utilisation agricole de la terre ou pastorale du sol, sont considérées en fonction de la nature de l'aménagement et de l'accessibilité (Ganou, 1999).

Pour chaque type d'aménagement, deux parcelles d'un ha chacune ont été mises en place : une en zone aménagée et une servant de témoin en zone non aménagée (tableau 1).

Toutefois, le faible nombre de parcelles de suivi par aménagement et la non-représentativité de chaque aménagement en 1999 et 2003 et dans chaque UAP et types d'utilisation fonctionnelle des terres, agricole ou pastorale ne permettra que des comparaisons limitées et limite la fiabilité des analyses statistiques.

#### Description des technologies d'aménagement utilisées

Les ouvrages anti-érosifs étudiés sont les digues filtrantes, les cordons pierreux, les demi-lunes, les sillons cloisonnés, le sous-solage et le scarifiage avec parfois des associations d'ouvrages sur le même site.



Photo 1. Physionomie de la végétation de parcelle de cordons pierreux de Gomou en fin de saison pluvieuse avec un champ de sorgho en arrière plan (photo Ganaba, septembre 2003).

Les cordons pierreux (photo 1) et la digue filtrante sont des ouvrages confectionnés avec des moellons de latérites ou de pierres et décrits dans Roose et al., 1992 ; Kaboré (1996), Bandré et Batta (1998), Hien et al., 2004. Le sous-solage est confectionné à la charrue ou au tracteur et décrit dans Roose et al. (1992) ; Hien et al. (2004).

Les demi-lunes et les sillons cloisonnés sont des ouvrages réalisés respectivement par la charrue *Delphine* et la charrue *Tréno*. Que ce soit la *Delphine* ou la *Tréno*, le travail du sol comprend un sous-solage en profondeur de 40 à 60 cm et la

confection de micro-bassins en forme de croissants ou demi-lunes dans le cas de la *Delphine* (Zoubga, 2002, Hien et al., 2004). Dans ces deux sites, l'écart moyen mesuré entre les lignes de demi-lunes est de 5,75 m. La longueur moyenne de la cuvette est de 6,5 m et la largeur extérieure de 1,2 m. Le nombre estimatif des cuvettes est d'environ 240 par ha pour cet écartement (photo 2).

Les sillons cloisonnés permettent un captage et un stockage des eaux de ruissellement pouvant atteindre 1 000 à 1 500 litres sous une pluie de 200 mm (Vallerani cité par Zoubga, 2002).



Photo 2. Physionomie de la parcelle pastorale aménagée de demi-lunes intercalées de sous-solage de Koréa dont les cavités contiennent de l'eau en saison pluvieuse (photo Ganaba, août 2003).

Du fait du faible impact et de la faible durabilité de certains aménagements réalisés auparavant, des aménagements complémentaires ont y été réalisés. A Gnagassi, les demi-lunes ont été réalisées sur un ancien scarifiage et perpendiculairement aux raies. A Ekéou, les demi-lunes sont réalisées sur un ancien sous-solage.

D'autres sites présentent une association de deux aménagements à la même période : à Kriolo et à Koréa, les demi-lunes sont intercalées de lignes continues de sous-solage.

Le sous-solage est un traitement pour casser la couche superficielle du sol à une profondeur supérieure de 30 cm à l'aide de tracteur tandis que le scarifiage ou grattage est lui superficiel à environ 10 cm de profondeur à la charrue à traction animale. Ils visent à améliorer la capacité d'infiltration à l'eau.

#### *Techniques de mesure*

La composition spécifique est établie grâce à un inventaire floristique exhaustif de la végétation ligneuse en août-septembre

1999 et 2003. La variable mesurée pour les régénérations ligneuses sont le diamètre à la base et la hauteur.

La structure de la végétation est évaluée en rapport avec les densités ligneuses, la hauteur moyenne, le recouvrement ainsi que la localisation des régénérations ligneuses par rapport aux ouvrages d'aménagement

Notre hypothèse de travail était alors de considérer les plants de diamètre compris entre 1 et 1,5 cm comme des régénérations de 1999 ayant survécu aux différentes contraintes climatiques, pédologiques et anthropiques du milieu conformément à nos travaux dans la région de la mare d'Oursi (Ganaba, 1994). Les régénérations de diamètre inférieur à 1 cm sont celles des 4 dernières années. Les plants de diamètre inférieur à 0,3 cm sont celles de l'année en cours.

L'impact des aménagements anti-érosifs sur la densité et la diversité spécifique sont appréciés par le rapport parcelle aménagée/parcelle témoin (A/T), y compris les régénérations. Lorsque l'impact de l'aménagement induit une forte augmentation de la densité des pieds, ce rapport est supérieur à 1 et augmente avec l'effet de l'ouvrage.

Le traitement des résultats est réalisé grâce au logiciel statistique JMP version 5 (SAS, 2002).

## **Résultats**

### *Composition spécifique*

La liste floristique ligneuse des parcelles de végétation comprend environ 52 taxons. Les familles dominantes sont les *Mimosaceae* (21,15 %), les *Capparaceae* (11,54%) les *Combretaceae* (11,54%), les *Caesalpinaceae* (9,61%), les *Tiliaceae* (7,69%), les *Asclepiadaceae* (5,77%) et les autres 32,69%. Ces plantes sont en majorité à feuilles réduites et à besoin en eau faible, traits caractéristiques de la végétation du domaine sahélien.

La moitié des espèces ligneuses est rencontrée dans les UAP du Sud uniquement, 40,38% au Sud et au Nord et seulement 9,61% au Nord uniquement. Pour l'utilisation fonctionnelle des terroirs, 38,46% des espèces sont localisées uniquement dans les zones pastorales, 38,46% dans les zones agricole et pastorale et 23,08% dans les parcelles agricoles.

Le nombre d'espèces végétales qui traduit la diversité floristique est alors élevé dans les parcelles des U.A.P du Sud, en zone nord-soudanienne mieux arrosée avec 47 espèces que dans les parcelles des U.A.P du Nord, en zone sahélienne avec 26 espèces (annexe).



Tableau 1 : Récapitulatif des caractéristiques des parcelles de végétation.

Type d'aménagement	Type d'utilisation	Gradient écologique	U.A.P	Village	Morphopédologie	Année de réalisation			
Digue filtrante	Agricole	UAP du Sud	Kabo	Gountouré	Sols argileux de glacis	1998			
			Gountouré	Boundoré	Sols argileux de bas-fond	1998			
			Boundoré	Sambagou	Sols argilo-sableux de bas-fond	1998			
			Kabo	Sambagou	Sols argilo-sableux de bas-fond	1998			
			Gountouré	Gnagassi	Sols argilo-sableux de bas-fond	1998			
			Sampelga	Gnagassi	Sols argilo-sableux de bas-fond	1998			
			Cordon pierreux			Boundoré	Datambi	Sols sableux de cordon dunaire	1998
						Kabo	Sambagou	Sols sablo-argileux	1998
						Gountouré			
						Sampelga	Bolaré	Sols sableux	1998
	Pastorale	UAP du Nord	Falagountou	Sella	Sols sableux de cordon dunaire	1998			
			Falagountou	Belgou	Sols sablo-argileux de glacis	1998			
			Falagountou	Gomo	Sols argileux de glacis	1997			
			Kabo	Gountouré	Sols limono-sableux	1997			
			Gountouré	Boundoré	Sols argileux de glacis	1998			
			Boundoré	Boundoré	Sols argileux de glacis	1998			
Sous-solage									
Sous-solage puis demi-lunes		UAP du Nord	Falagountou	Ekéou	Sols argileux de glacis	1998 et 2003			
Demi-lunes et sous-solage			Dori Nord	Kriolo	Sols argilo-sableux de glacis	2003			
			Dori	Koréa	Sols argilo-sableux de glacis	2003			
Scarifiage et demi-lunes			Sampelga	Gnagassi	Sols argilo-sableux de glacis	2003			

Tableau 2. Structure de la végétation ligneuse des parcelles agricoles.

Site	Aménagement	Nombre d'espèces		Nombre de pieds/ha		Rapport A/T 2003	
		2003	Variation 1999-2003	2003	Variation 1999-2003	Densité	Espèce
<b>Bolaré</b>	Cordon pierreux	7	+250%	280	+8,10%	0,30	0,87
	Témoin cordon pierreux	8	+300%	948	+941,75%		
<b>Boundoré</b>	Digue filtrante	12	+1100%	410	-30,03%	2,18	1,33
	Témoin digue	9	+350%	188	+42,42%		
<b>Datambi</b>	Cordon pierreux	6	+500%	396	+388,88%	0,46	0,50
	Témoin cordon pierreux	12	+500%	852	+719,23%		
<b>Gnagassi</b>	Digue filtrante	16	+1500%	105	+20,69%	0,14	0,14
	Témoin digue	13	+333,33%	747	+339,41		
<b>Sambagou</b>	Digue filtrante	21	+200%	797	+319,47%	10,77	1,23
	Témoin cordon pierreux	13	+∞	74	+825%		
<b>Sella</b>	Cordon pierreux	10	+400%	67	148,14%	3,72	1,66
	Témoin cordon pierreux	6	+500%	18	+100%		
<b>Gountouré</b>	Digue filtrante	13	+550%	383	+410,66%	0,95	1,3
	Témoin digue	10	+∞	400	+∞		

Tableau 3. Structure de la végétation ligneuse des parcelles pastorales.

Site	Aménagement	Nombre d'espèces		Nombre de pieds/ha		Rapport A/T 2003	
		2003	Variation 1999-2003	2003	Variation 1999-2003	Densité	Espèce
<b>Belgou</b>	Cordon pierreux	6	-33,3%	112	-24,8%	1,16	1
	Témoin cordon pierreux	6	+20%	96	+71,4%		
<b>Ekéou</b>	Sous-solage	8	+100%	192	+231,0%	1,11	2
	Témoin sous-solage	4	+33,3%	173	+1341,7%		
<b>Gomou</b>	Cordon pierreux	12	+71,4%	92	+283,3%	2,87	2
	Témoin cordon pierreux	6	+∞	32	+∞		
<b>Koréa</b>	Demi-lune+sous-solage	13		577		3,33	1,08
	Témoin demi-lune + sous-solage	12		173			
<b>Kriolo</b>	Demi-lune +sous-solage	9		308		5,70	2,25
	Témoin demi-lune + sous-solage	4		54			
<b>Gnagassi</b>	Scarifiage + demi-lunes	14		198		28,28	2,80
	Témoin scarifiage + demi-lune	5		7			
<b>Boundoré</b>	Sous-solage	12	+100%	277	+515,6%	3,25	1,71
	Témoin sous-solage	7	+75%	85	+466,7%		
<b>Sambagou</b>	Digue filtrante	23	+09,5%	535	+51,13%	0,96	0,69
	Témoin digue	33	+43,5%	557	+122,8%		
<b>Gountouré</b>	Cordon pierreux	16	+45,4%	259	-32,0%	1,19	0,94
	Témoin cordon pierreux	17	+41,7%	216	-39,4%		

Les espèces ligneuses les plus abondantes et communes aux UAP du Nord et Sud sont : *Acacia nilotica*, *Acacia senegal*, *Balanites aegyptiaca*, *Piliostigma reticulatum* et *Ziziphus mauritiana*. Les principales espèces présentes seulement dans l'UAP Nord sont *Acacia tortilis*, *Acacia senegal*, *Acacia seyal*, *Calotropis procera*. Les espèces abondantes et caractéristiques de l'UAP du Sud sont : *Acacia macrostachya*, *Acacia ataxacantha*, *Boscia salicifolia*, *Boscia senegalensis*, *Combretum aculeatum*, *Combretum micranthum*, *Combretum nigricans*, *Diospyros mespiliformis*, *Guiera senegalensis*, *Maerua crassifolia*, *Maerua angolensis*.

Les espèces ligneuses communes aux parcelles agricoles et pastorales sont : *Balanites aegyptiaca*, *Calotropis procera*, *Leptadenia hastata* et *Ziziphus mauritiana*. Les espèces dans les parcelles agricoles sont *Acacia nilotica*, *Adansonia digitata*, *Commiphora africana*, *Hyphaene thebaica*. Celles caractéristiques des parcelles pastorales sont *Acacia ataxacantha*, *Acacia macrostachya*, *Acacia senegal*, *Acacia seyal*, *Acacia tortilis*, *Combretum aculeatum*, *Combretum micranthum* et *Maerua crassifolia*.

La diversité spécifique est toujours plus élevée dans les parcelles aménagées que dans les témoins. Il en est de même pour les parcelles agricoles à l'exception des parcelles de cordons pierreux de Bolaré, Datambi et la digue filtrante de Gnagassi (tableaux 2 et 3).

Les espèces de 1999 qui n'ont pas été retrouvées dans les parcelles en 2003 sont : *Mangifera indica* (manguier), *Citrus aurantifolia* (oranger), *Jatropha curcas* (pourghère), *Khaya senegalensis* (caïlcédrat) et *Ziziphus mucronata* (jajubier de la hyène). Les quatre premières sont des plantes introduites et plantées dans les parcelles. A l'opposé les espèces suivantes ont apparus : *Boscia salicifolia*, *Cassia italica*, *Cassia sieberiana* et *Commiphora africana*. Elles sont pour la plupart caractéristiques des zones arides septentrionales, à l'exception de *Cassia sieberiana* qui est soudanien.

Par ailleurs, la présence en 2003 de champignons macroscopiques dans les parcelles de demi-lunes constitue un indicateur biologique des conditions hydriques meilleures : on ne les retrouve ni dans les parcelles témoins ni en si grande abondance dans les autres aménagements. Ils n'étaient pas non plus présents les années antérieures plus sèches.

#### Structure de la végétation

Le peuplement ligneux des parcelles agricoles et pastorales représente respectivement 2,2% et 2,7% de pieds adultes et de régénération antérieure à 1999, 0,75% et 2,9% de régénérations apparues en 1999, 4,96% et 12,3% de régénérations apparues entre 2000 et 2003 et enfin 92,1% et 82,1% de pieds de régénération apparue à la faveur de la bonne pluviométrie de 2003 (figure 1).

La régénération ligneuse est située soit dans les cuvettes de demi-lunes ou aux abords immédiats de celles-ci et principalement en aval. Cette répartition semble la même pour les sillons continus. Cependant quelques rares régénérations ligneuses se retrouvent entre les cuvettes des sillons continus et discontinus. Pour les cordons pierreux et les digues filtrantes, la régénération est abondante aux abords et le long des ouvrages et en aval de l'ouvrage en compétition avec *Cassia obtusifolia* qui domine les abords des ouvrages aménagés. Cette espèce est indicatrice d'une certaine fragilité du milieu, elle contribue par contre par son port assez élevé et son enracinement plus profond à améliorer la fertilité des sols. Néanmoins elle concurrence les graminées et les ligneux.

Les densités ligneuses des parcelles pastorales varient de 7 à 577 pieds/ha tandis que le nombre d'espèces varie de 4 à 33 par parcelles. Dans les parcelles agricoles, elles varient de 18 à 948 pieds/ha et la diversité spécifique de 6 à 21 espèces (tableaux 2 et 3).

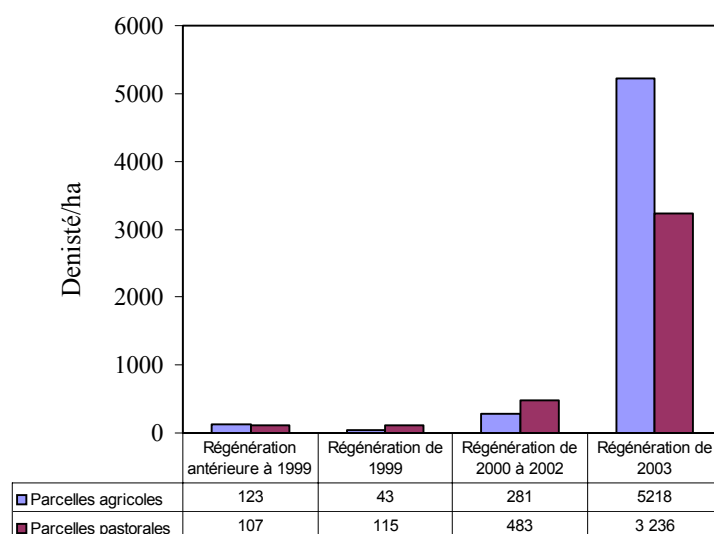


Figure 1 : Répartition du peuplement ligneux des parcelles de végétation

La densité et la régénération moyennes et la diversité spécifique de la végétation des parcelles de végétation est plus élevée dans les UAP du Sud que dans celles du Nord et en 2003 par rapport à 1999. Les parcelles agricoles de l'UAP du Nord ont une diversité spécifique plus élevée que celles pastorales contrairement à celles de l'UAP du Sud, ce qui n'est pas le cas pour les parcelles du Sud. Par contre la variation de la diversité spécifique entre 1999 et 2003 est faible (tableau 4).

Tableau 4. Synthèse comparative des paramètres de la végétation ligneuse des parcelles.

Paramètre	Période	UAP du Nord			UAP du Sud		
		Parcelles agricoles	Parcelles pastorales	Différence agricole-pastorale	Parcelles agricoles	Parcelles pastorales	Différence agricole-pastorale
Densité moyenne des pieds adultes	1999	120	49	+71	189	233	-44
	2003	361	116	+245	438	321	+117
	Différence 2003-1999	+241	+67	+174	+249	+88	+161
Densité moyenne de la régénération	1999	104	44	+60	157	158	-1
	2003	340	102	+238	397	243	+154
	Différence 2003-1999	+236	+58	+178	+240	+85	+155
Diversité spécifique	1999	10	5	+5	11	12	-1
	2003	10	6	+4	12	17	-5
	Différence 2003-1999	0	+1	-1	+1	+5	-4

Les espèces dominantes et les plus fréquentes des parcelles pastorales sont *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*, *Leptadenia hastata*, *Combretum aculeatum*, *Piliostigma reticulatum*, *Ziziphus mauritiana* et *Acacia seyal*. Particulièrement pour *Acacia tortilis*, le nombre de pieds est toujours plus élevé dans la parcelle aménagée que dans le témoin correspondant.

La hauteur moyenne des pieds de régénération dans les parcelles agricoles comme dans les parcelles pastorales varie en fonction de l'année de régénération. Elles sont respectivement de 3,88 m et 4,06 m pour les régénérations antérieures à 1999, 2,70 et 2,59 m pour les celles de 1999, 1,30 et 1,41m pour celles des années 2000 à 2002 et enfin de 0, 10 m et 0,41m pour celles de l'année 2003.

#### Impact des aménagements anti-érosifs sur la végétation ligneuse

##### Impact sur la survie de la régénération ligneuse de 1999

La régénération ligneuse de 1999 est élevée dans toutes les parcelles pastorales aménagées par rapport aux témoins (tableau 5) et dans celles agricoles, non représentées, à l'exception des parcelles de digue filtrante de Gountouré, et Gnagassi et de cordons pierreux de Datambi. L'impact positif des aménagements est manifeste.

Les principales espèces régénérées sont : *Acacia nilotica*, *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*, *Piliostigma reticulatum* et *Ziziphus mauritiana* dans les parcelles agricoles que pastorales.

Il apparaît que le nombre et la diversité spécifique de plantes issues de régénérations de 1999 et ayant survécues en 2003 est plus élevé dans les parcelles de cordons pierreux de Gountouré et de digue filtrante de Sambagou, dans les UAP du Sud (tableau 5).

Le taux moyen de survie des régénérations ligneuses de 1999 est faible de 2,65% pour les parcelles agricoles et 9,45% pour les parcelles pastorales. L'analyse de l'impact des aménagements sur la composition floristique des parcelles pastorales montre une survie plus élevée des régénérations d'*Acacia senegal*, *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*, *Boscia senegalensis* et *Combretum micranthum*. Dans les parcelles agricoles, dont l'analyse ne figure pas, elles concernent *Acacia nilotica*, *Acacia senegal*, *Balanites aegyptiaca* et *Piliostigma reticulatum*. Toutes ces espèces sont aussi des plantes fourragères (tableau 5).

L'analyse de variance de la régénération ligneuse issue de 1999 ayant survécue en 2003, par rapport aux types d'aménagement dans les parcelles pastorales, non représentée, montre qu'il n'existe pas de différence significative entre l'impact des différents aménagements sur la survie de la régénération ligneuse ni entre les aménagements ni entre les aménagements et leurs témoins respectifs. La survie des régénérations ligneuses est ainsi limitée par des conditions du milieu, autres que les conditions hydriques créées par les aménagements. Certains facteurs externes (surpâturage, piétinement, ...) seront à éliminer pour que s'expriment les impacts des aménagements. Une protection des parcelles aménagées devrait ainsi permettre un impact plus important des aménagements anti-érosifs en milieu sahélien.

Tableau 5. Nature de la survie de la régénération ligneuse par espèces de 1999 en 2003 des parcelles pastorales. Les aménagements de demi-lunes d'Ekéou, Koréa et Gnagassi n'existaient pas en 1999. CP = cordon pierreux ; SS+DL = sous-solage avec demi-lunes ; DL+SS = Demi-lunes avec sous-solage ; DF = digue filtrante et SS = sous-solage simple.

Espèces	Belgou		Gomou		Gountouré		Ekéou		Koréa		Gnagassi		Sambagou		Boundoré	
	CP	Témoin	CP	Témoin	SS	Témoin	SS	Témoin	DL+SS	Témoin	Scarifiage	DF	Témoin	SS	Témoin	
<i>Acacia laeta</i>			2	1												
<i>Acacia tortilis</i>	2	1			1	1	1									
<i>Acacia senegal</i>			19	34												
<i>Acacia seyal</i>			1						2		6					
<i>Balanites aegyptiaca</i>	1		3		1	2	8				2	4				
<i>Boscia senegalensis</i>															5	2
<i>Combretum aculeatum</i>																
<i>Combretum micranthum</i>											4	5				
<i>Commiphora africana</i>										1						
<i>Maerua crassifolia</i>			2													
<i>Ptilostigma reticulatum</i>											3					
Total en 2003	0	3	1	27	2	35	2	3	9	2	1	15	10	5	2	
Rappel régénération de 1999	149	46	19	299	49	246	0		Aménagement non existant		232	145	27	4		
Taux de survie en %	0	6,52	5,26	9,03	14,23	4,08					6,46	6,89	18,51	50		
Nombre total espèces	2	2	2	5	2	2	2	2	2	1	1	3	3	1	1	

Tableau 6. Nature de la régénération ligneuse par espèce de 2003, des parcelles agricoles. CP = cordon pierreux, DF = digue filtrante et Tem = témoin.

Espèces	Bolaré		Sella		Sambagou		Datambi		Gnagassi		Boundoré		Gountouré		
	CP	CP tem	CP	CP tem	CP	CP tem	CP	CP tem	DF	DF tem	DF	DF tem	DF	DF tem	
<i>Acacia laeta</i>	87	707	29	1	2	464	12	57	552	34	500	9	18	154	85
<i>Acacia nilotica</i>			1												
<i>Acacia tortilis</i>			8		4										
<i>Acacia senegal</i>	1		3		7		3	2	2	9					
<i>Adansonia digitata</i>		1													
<i>Anogeissus leiocarpa</i>															
<i>Azadirachta indica</i>	8	33	4	3	14		3	15	4	24	1			35	1
<i>Balanites aegyptiaca</i>									1	12					51
<i>Bauhinia rufescens</i>											9		1		
<i>Boscia senegalensis</i>															
<i>Calotropis procera</i>	1			1	6			1	1	4					
<i>Capparis corymbosa</i>										3					
<i>Combretum aculeatum</i>					14		7	1	16	1			1	2	1
<i>Combretum micranthum</i>					42		3	5							
<i>Dichrostachys cinerea</i>	1				4		1	1	2	1					
<i>Diospyros mespiliformis</i>					3										
<i>Faidherbia albida</i>			1	4	1		1	16		1					
<i>Feretia apodanthera</i>					1										
<i>Gutera senegalensis</i>					3		1								
<i>Hyphaene thebaica</i>															
<i>Leptadenia hastata</i>	79	10	1		91	10	14	39	19	76	8		7	119	143
<i>Piliostigma reticulatum</i>	88	167	1		44	8	299	179	6	47	290		74	16	12
<i>Sclerocarya birrea</i>														32	42
<i>Securinega virosa</i>														2	3
<i>Ziziphus mauritiana</i>	2	11	2		12	6	2	6	1	12	1	1	1	27	3

Tableau 7. Nature de la régénération ligneuse par espèce de 2003, des parcelles pastorales. CP = cordon pierreux ; S+DL = sous-solage avec demi-lunes ; DL+SS= demi-lunes avec scarifiage ; DL+SS= demi-lunes avec sous-solage ; DF = digue filtrante ; SS= sous-solage et Tem = témoin

Espèces	Belgou		Gomou		Gountouré		Ekéou		Gnagassi		Koréa		Kriolo		Sambagou		Boundoré		
	CP	Témoin	CP	Témoin	CP	Témoin	S+DL	Témoin	L+SC	Témoin	DL+SS	Témoin	DL+SS	Témoin	DF	Témoin	SS	Témoin	
<i>Acacia ataxacantha</i>					1							3						13	
<i>Acacia laeta</i>						2									3			1	
<i>Acacia macrostachya</i>					1	3			2						7			45	
<i>Acacia nilotica</i>																		1	1
<i>Acacia tortilis</i>	87	56	45	22	1	138	159	7	67	17	145	44	8	9	9	6	5		
<i>Acacia senegal</i>		3	25	24			6						1	4					
<i>Acacia seyal</i>		8	5	2	2	1	28	1	283	72	51	1	35	30	2				
<i>Azadirachta indica</i>	2	2			1	17	1	4	2	16	4	3	9	19	3	5			
<i>Balanites aegyptiaca</i>																			
<i>Bauhinia rufescens</i>					1							1							
<i>Boscia salicifolia</i>																			
<i>Boscia senegalensis</i>			3	4											2	10			
<i>Calotropis procera</i>	5	10	1	1		1		3							6	29			10
<i>Capparis conymbosa</i>			1	1												5			
<i>Cassia italica</i>																			
<i>Combretum aculeatum</i>	2	3	1	18	13	1			1	36	18	2	53	60	2	1			
<i>Combretum glutinosum</i>																			
<i>Combretum micranthum</i>													205	153		1			
<i>Combretum nigricans</i>													1	22					
<i>Diospyros mespiliformis</i>													2	1					
<i>Grewia bicolor</i>													1	1					
<i>Grewia flavescens</i>					1								1	2					
<i>Grewia tenax</i>					1				3	1									
<i>Grewia villosa</i>													1	2					
<i>Guiera senegalensis</i>					1								4	8					
<i>Leptadenia hastata</i>	1	2	15	4	15	4	93	1	8	8	38	2	38	29	123	43			
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	3											2							
<i>Maerua angolensis</i>						14									3				
<i>Maerua crassifolia</i>			112	75				1	3	9			4	5					
<i>Mitragyna inermis</i>													3						
<i>Ptilostigma reticulatum</i>	7	12	5	4	1	1	1	39	4	4	7	2	7	2	31	1			
<i>Prosopis juliflora</i>			2																
<i>Ziziphus mauritiana</i>	4	7	2	1	2	1	11	14	13	7	7	6	3	21	8				
<i>Ziziphus mucronata</i>												1							
Nombre total de pieds	103	74	83	32	191	148	161	162	194	6	507	155	249	47	394	432	225	3,08	72
Rapport A/T densité	1,39		2,59		1,29	0,99	0,99		32,33	6	3,27		5,29	3	0,91				
Nombre total d'espèces	4	6	9	6	15	16	7	4	10	5	12	11	8	3	22	25	12	7	
Rapport A/T espèces	0,66		1,5		93,75	1,75			2	1,09		2,66			0,88				

*Impact sur la régénération ligneuse de 2003*

La régénération ligneuse est plus importante dans les parcelles pastorales par rapport à leurs témoins respectifs à l'exception des parcelles de sous-solage avec demi-lunes d'Ekéou et de la digue filtrante de Sambagou. Les différents aménagements ont alors induit une forte régénération en 2003. Mais cette régénération varie selon les aménagements. Elle est relativement moindre dans les parcelles de cordons pierreux, moyenne dans la parcelle de sous-solage et plus élevée dans les différentes parcelles de demi-lunes associées à d'autres aménagements (photo 2) et de digue filtrante comme le confirme le rapport A/T.

La densité est toujours plus élevée dans les parcelles aménagées que dans les parcelles de contrôle correspondantes à l'exception de la parcelle de digue filtrante de Sambagou. En effet, le rapport densité de la parcelle aménagée/parcelle témoin (A/T) est strictement supérieur à 1 à l'exception de la digue filtrante de Sambagou. Ainsi, il y a 28 fois plus de ligneux dans la parcelle aménagée de scarifiage avec demi-lunes de Gnagassi que dans le témoin.

L'impact se traduit également par une augmentation du nombre d'espèces des régénérations ligneuses de 2003 sauf pour les cordons pierreux de Belgou et Gountouré ainsi que la digue filtrante de Sambagou. Le nombre d'espèces atteint le double dans les parcelles de demi-lunes de Gnagassi et de Kriolo et les cordons pierreux de Gomou. La richesse spécifique ligneuse est aussi plus grande dans les parcelles aménagées que dans les témoins sauf pour les parcelles de digue de Sambagou, cordon pierreux de Gountouré et de Belgou (tableaux 2 et 3).

Les espèces qui ont régénéré le mieux, en 2003, dans les parcelles agricoles sont *Acacia nilotica*, *Balanites aegyptiaca*, *Piliostigma reticulatum* et *Ziziphus mauritiana* (tableau 6).

L'espèce *Acacia tortilis* domine largement dans toutes les régénérations de 2003 de parcelles aménagées ou non des U.A.P du Nord et du Sud. *Acacia seyal* se révèle plus importante dans les aménagements de demi-lunes. D'autres espèces ont une régénération importante dans les parcelles pastorales. Il s'agit de *Piliostigma reticulatum*, *Ziziphus mauritiana*, *Balanites aegyptiaca*, *Leptadenia hastata*, *Combretum aculeatum* et *Acacia seyal* (tableau 7).

La nature et l'abondance des régénérations de 2003 sont essentiellement à lier aux conditions de pluviosité exceptionnelles enregistrées dans toute la région sahélienne cette année. En effet, *Calotropis procera* qui était abondant en 1999 est très faiblement représentée en 2003 dans les mêmes parcelles. Cette espèce envahissante est aussi une espèce caractéristique de conditions d'aridité.

Les autres espèces comme, *Acacia tortilis*, *Leptadenia hastata*, *Acacia nilotica*, *Balanites aegyptiaca*, *Piliostigma reticulatum* et *Ziziphus mauritiana* qui étaient les plus fréquentes en 1999

surtout dans les parcelles de cordons pierreux, demeurent abondantes en 2003. Ces espèces sont également abondantes dans les parcelles de demi-lunes en 2003. Le développement important de *Acacia seyal* dans les parcelles de demi-lunes semble plus être lié soit aux conditions hydriques de demi-lunes. En effet, des plantes comme *Acacia nilotica*, *Acacia seyal*, *Piliostigma reticulatum* et *Ziziphus mauritiana* sont confinées naturellement en zone sahélienne dans les axes de drainage des eaux plus humides.

L'aménagement a un impact positif et est significativement différent du témoin pour les parcelles pastorales de demi-lunes avec sous-solage, de sous-solage de scarifiage suivi de demi-lunes et du sous-solage avec demi-lunes. L'impact n'est plus significatif pour les cordons pierreux et les digues filtrantes, créés en 1999 (tableau 8).

L'impact le plus important des aménagements sur la dynamique du peuplement ligneux est ainsi observé pour les demi-lunes associées au sous-solage et pour le scarifiage associé aux demi-lunes. Par comparaison, les demi-lunes constitueraient l'ouvrage le mieux indiqué pour la récupération des sols encroûtés sahéliens.

Parcelle de végétation	Densité/ha
Témoin digue filtrante	557,00000a
Digue filtrante	535,00000a
Demi-lune+sous-solage	442,50000a
Sous-solage	277,00000ab
Scarifiage+demi-lunes	198,00000ab
Sous-solage+demi-lunes	192,00000ab
Témoin sous-solage+demi-lunes	173,00000ab
Cordon pierreux	154,33333b
Témoin cordon pierreux	114,66667b
Témoin demi-lunes+sous-solage	113,50000b
Témoin sous-solage	85,00000b
Témoin scarifiage+demi-lunes	7,00000b

Tableau 8: Taux de régénération des ligneux par le nombre de pieds par ha des parcelles de végétation. Les parcelles dont les densités sont liées par la même lettre ne sont pas significativement différentes, selon l'analyse par le test-t de Student, à un facteur de variance ( $P < 0,05$ ).

L'analyse de l'évolution des densités, régénération y comprise, entre 1999 et 2003 montre une augmentation de la densité



comme du nombre d'espèces ligneuses dans toutes les parcelles aménagées à l'exception des cordons pierreux de Belgou et de Gountouré (tableaux 2 et 3).

Cela montre la faible qualité des ouvrages de cordons pierreux construits et la nécessité d'un entretien pour assurer leur rôle de conservation des eaux et des sols.

## Discussion

### *Nature, importance et survie de la régénération ligneuse*

Les plantes ligneuses des régénérations 2003 qui sont abondantes dans les parcelles pastorales sont *Acacia nilotica*, *Balanites aegyptiaca*, *Leptadenia hastata*, *Piliostigma reticulatum* et *Ziziphus mauritiana*. Les mêmes plantes sont rencontrées dans les régénérations naturelles des parcelles aménagées en demi-lunes et sillons cloisonnés d'autres localités sahéliennes comme Gaïkgota selon Zoubga (2000). Par contre *Acacia nilotica* est abondant dans les parcelles situées dans les zones de drainage. *Acacia tortilis* et *Acacia seyal* sont les plus abondantes dans les parcelles pastorales.

Le taux de survie des régénérations ligneuses de 1999, respectivement de 2,61 et 9,45% respectivement pour les parcelles agricoles et pastorales sont conformes aux résultats obtenus par Kessler et al (1997) en zone Nord-soudanienne sahélienne burkinabé du Bam avec des taux de survie de 20 et 17% respectivement après 3 et 6 mois de saison sèche. La nature des plantes régénérées constituée de *Balanites aegyptiaca*, *Acacia tortilis*, *Acacia senegal* confirme les résultats obtenus par Zoubga (op. cit.) dans la région sahélienne voisine du Soum sur des aménagements en demi-lunes et sillons cloisonnés de 5 ans avec des régénérations fréquentes dans toutes les parcelles d'*Acacia tortilis* et *Acacia senegal*.

Les ligneux étant des végétaux pérennes, leur présence contribue à la protection du sol contre l'érosion par les vents et les eaux de ruissellement. Leur bonne régénération constitue de ce fait le résultat majeur de l'impact des aménagements CES dans la restauration des sols sahéliens. L'amélioration de cet impact passe par ailleurs par l'association de semis directs de graines ou de plantation de ligneux caractéristiques de la région.

Pour une durabilité des aménagements et des régénérations ligneuses il faut que le plant puisse échapper à la dent des animaux pour être viable en milieu sahélien, c'est-à-dire atteindre une hauteur de 3 m. Cette hauteur concerne les régénérations de plus de 5 ans d'âge. Mais les semis de ligneux dans les parcelles travaillées à la charrue Tréno de Gaïkgota ont donné après 5 ans, des densités de 701 pieds/ha, un recouvrement de 73% et une hauteur moyenne de 2 à 3 m de pieds d'*Acacia senegal*. C'est dire que les régénérations de 1999 ne sont pas encore épargnées des effets néfastes de la dent des animaux, contrainte majeure de survie des ligneux en région sahélienne, ce qui confirme que la

réhabilitation n'est pas encore durable après 5 ans comme l'ont déjà affirmé Kessler et al., (1998) et que Zoungrana (1992) proposait 10 ans de protection. Il faut en conséquence, pouvoir appliquer des technologies de récupération des sols dont les effets durent au moins cinq ans pour assurer une durabilité à la régénération et à la reconstitution du couvert ligneux comme les demi-lunes et les sillons cloisonnés (Zoubga, op. cit.).

Pour améliorer l'efficacité des aménagements anti-érosifs, il est par ailleurs nécessaire d'assurer une protection des plants de régénération pour les préserver de la dent des animaux et assurer leur croissance. Cette condition *sine qua non* permettra d'améliorer l'impact des aménagements en vue de reconstituer la couverture végétale du sol et garantir sa productivité.

### *Technologies d'aménagement utilisées*

Il apparaît que l'aménagement en demi-lunes associé au sous-solage ou au scarifiage constitue l'ouvrage qui permet une importance régénération et la meilleure reconstitution du couvert ligneux. Mais ces aménagements datent seulement de 2003 et sont difficilement comparables aux autres aménagements réalisés il y a sept (7) ans déjà.

En 1999, les cordons pierreux donnaient de meilleurs résultats que la digue filtrante et le sous-solage. L'ouvrage constitué d'alignement de moellons n'a cependant pas connu d'entretien et son efficacité a diminué avec le temps. Il est pourtant connu que l'entretien de ces ouvrages est nécessaire, particulièrement en zone sahélienne où les passages fréquents des animaux ouvrent des brèches qui réduisent leur efficacité (Ganaba et Kiéma, 2000).

Néanmoins les travaux de Zoubga (2000) dans la zone sahélienne du Soum ont prouvé que la durée de vie des micro-bassins est de 3 à 4 ans sur sols sableux et plus de 5 ans sur sols argileux ou argilo-sableux. Cette durabilité permet d'assurer la survie de la régénération ligneuse. Daniel et al, (1995) ont également montré que l'efficacité des cordons pierreux diminuait par dépôt de sédiments en amont ou d'argile dans les moellons. Toutefois les bandes végétalisées herbacées ou ligneuses prolongeaient leur efficacité.

Du point de vue économique l'aménagement en demi-lunes qui coûte 40 000 F CFA/ha est moins chère ce qui le rend maintenant plus accessible que les cordons pierreux qui valent 60 000 F voir 74 400 F CFA/ha (Somé et al, 2000) ou 174 487 F en aménagement collectif et 81 427 F CFA/ha en individuel (FIDA, 2004) et la digue filtrante qui coûte 240 000 F CFA selon Somé et al., (op cit) ou 15 ha de diguettes (FIDA, 2004). En effet, la confection des demi-lunes à la charrue est moins contraignante que la recherche et la pose des moellons de cordons pierreux à la main. Ces moellons sont par ailleurs inaccessibles dans certaines localités et le travail de collecte et de transport est pénible pour les producteurs.

Les demi-lunes comme les cordons pierreux conviennent à la récupération des pâturages naturels comme des terres de culture. Par ailleurs, la présence en 2003 de champignons macroscopiques dans les parcelles de demi-lunes constitue un indicateur biologique des conditions hydriques meilleures : on ne les retrouve ni dans les parcelles témoins ni en si grande abondance dans les autres aménagements. Ils n'étaient pas non plus présents les années antérieures plus sèches. Cela confirme que l'eau constitue un facteur limitant des productions végétales et forestières en région sahélienne.

Mais, en milieu sahélien, la faible disponibilité des moellons et la nature sableuse des sols de culture font que la construction des ouvrages anti-érosifs sont surtout l'œuvre des programme et projet de développement disposant de ressources adaptées. Les aménagements endogènes de conservation des eaux et des sols agricoles pratiqués par les producteurs sont les paillages, adaptés aux conditions du milieu et convenables à l'habitude de la stature debout pendant les différents travaux champêtres. L'organisation des producteurs en commissions villageoises des terroirs (C.V.G.T) et l'élaboration prochaine des plans villageois de développement ainsi que l'application des règles internes de gestion des ressources naturelles (R.I.G.R.N, Ganaba et Samandoulougou, 2004) devraient permettre une prise en compte et une expansion des aménagements des zones pastorales dans une région à vocation pastorale. L'impact socio-économique de ces aménagements peut par ailleurs, également se mesurer au niveau des productions fruitières comme à Gaïkgota où les producteurs ont récoltés des fruits de *Ziziphus mauritiana*, de *Acacia nilotica* pour le tannage des peaux et de graines de *Balanites aegyptiaca* pour la fabrication de savon (Zoubga, op. cit). Ailleurs ce sont les gousses d'*Acacia tortilis* qui sont récoltés pour la complémentation du bétail.

## Conclusion

Les aménagements ont eu un impact positif sur la reconstitution de la végétation ligneuse. En effet, dans presque tous les sites, la densité et le nombre d'espèces végétales recensées ont été supérieurs dans les parcelles aménagées par rapport à leur témoin respectif. L'aménagement en demi-lunes donne de meilleurs résultats sur la densité et la composition floristique de la végétation ligneuse. Le taux de survie des régénérations ligneuses de 1999 jusqu'en 2003 est 9,45% pour les parcelles pastorales et 2,6% pour celles agricoles. Les plantes ayant survécu le mieux sont, *Balanites aegyptiaca*, *Acacia tortilis* et *Acacia senegal* qui sont également des plantes fourragères.

La mesure des impacts sur la biodiversité est cependant confrontée au fait que ces terroirs aménagés sont parcourus par les animaux en toute saison de sorte que les régénérations ligneuses sont appréciées, piétinées voir arrachées ce qui amenuise leur taux de survie. Les limites de l'étude sont le nombre faible de parcelles de suivi et la non-représentativité de chaque aménagement en 1999 et 2003 et chaque UAP et types d'utilisation fonctionnelle des terres, agricole ou pastorale.

En considérant cependant la réponse de la végétation aux différents aménagements dans chaque U.A.P, les enseignements suivants peuvent être relevés :

- Les aménagements C.E.S améliorent la densité des ligneux dans les zones pastorales. Les demi-lunes occasionnent une plus grande densité et variété de la régénération ligneuse due à une meilleure répartition de l'humidité dans le sol que dans les autres types d'aménagement.
- Les demi-lunes comme les cordons pierreux, les digues filtrantes, les sous-solages favorisent l'apparition et le développement d'une végétation pérenne et fourragère de *Acacia nilotica*, *Acacia tortilis*, *Balanites aegyptiaca*, *Leptadenia hastata*, *Ziziphus mauritiana*.
- D'une façon générale, *Cassia obtusifolia* est une herbacée qui colonise abondamment les micro-bassins des demi-lunes, les abords immédiats des cordons pierreux et des digues filtrantes par rapport à leurs témoins respectifs. La maîtrise de son expansion voir sa valorisation fourragère pourrait favoriser un meilleur développement des ligneux et une meilleure protection des sols sahéliens.

## Remerciements

Nous remercions le programme d'appui danois au développement du secteur agricole du Burkina Faso (PADDAB) et la direction nationale du projet de gestion des ressources naturelles dans le Séno et le Yagha (P.G.R.N-SY) qui ont financé la présente étude.

## Bibliographie

- Bandré P. et Batta F., 1998. Conservation des eaux et des sols au Burkina Faso. Rapport, Odi, Voisins Mondiaux, 38p.
- Bortholi H., 1983. *Pterocarpus lucens* en Haute-Volta. In Toutain B., Bortoli H., Dulieu D., Forgiani G., Menaut J.C., et Piot J., 1983. Espèces ligneuses et herbacées dans les écosystèmes pâturés sahéliens de Haute-Volta. Synthèse des résultats du programme ACC-GRIZA (LAT), 124p : 57-66
- Ganaba S., 1994. Rôle des structures racinaires dans la dynamique du peuplement ligneux de la région de la mare d'Oursi (Burkina Faso) entre 1980 et 1992. Thèse de doctorat 3<sup>e</sup> cycle, Université de Ouagadougou, 146p + annexes.
- Ganaba S. et Guinko S., 1995. Etat actuel et dynamique du peuplement ligneux de la région de la mare d'Oursi (Burkina Faso) ; Zustand und dynamik des Geholzbestandes idner Umbedung des mares d'Oursi (Burkina Faso). Etudes flor vég Burkina Faso, 2 :3-14.
- Ganaba S. et Guinko S., 1996. Influence de quelques caractères de l'enracinement et du milieu sur la mortalité du *Pterocarpus lucens* Lepr. en région sahélienne de la mare d'Oursi (Burkina Faso). Rev. Ecol. (Terre Vie), vol.51 :125-138.
- Ganaba S. et Kiéma A., 2000. Impacts des aménagements anti-érosifs sur la diversité biologique végétale en région sahélienne du Burkina Faso. Rapport INERA/PGRN-SY, 54p.
- Ganou I., 1999. Programme Sahel Burkinabé. Projet de Gestion des Ressources Naturelles dans le Séno-Yagha. In Lyyke A., Reenberg A. et Nielson I. (éds). The Sahel. Nature and Society: Researchers Perspective Political Dimensions of the Implementation Process Danida's Regional Activities. Proceedings 11<sup>th</sup> Danish Sahel Workshop, 5-7 January 1999. SEREIN Occasional Paper n°10: 79-85.

- FIDA, 2004. Burkina Faso. Programme Spécial. Conservation des Eaux et des Sols-Agroforesterie (PS CES/AGF). Rapport d'évaluation intermédiaire n° 1471-BF, 116p.
- Grouzis M., 1988. Structure, productivité et dynamique des systèmes écologiques sahéliens. (Mare d'Oursi, Burkina Faso). Thèse de doctorat d'état ès-Sciences, Univ. Paris Sud, ORSTOM, Paris, *Etudes et thèses*, 336p.
- Guinko S., 1984. Végétation de la Haute-Volta. Thèse de Doctorat es Sciences Naturelles, Univ. Bordeaux II, 2 vols, 394 p.
- Hien F. G., 1995. La régénération de l'espace sylvo-pastoral au Sahel : Une étude de l'effet des mesures de conservation des eaux et des sols au Burkina Faso. Document sur la gestion des ressources tropicales n°7, université de Wageningen, 194p.
- Hien V., Bilgo A., Sangaré S., Kambiré L. F., Kaboré P. D., Lepage M., Somé L., Traoré G., Somé B., Traoré K., 2004. Projet 83 recherche sur des technologies de lutte contre la désertification au Sahel et étude de leur impact agro-écologique. Rapport d'étude.
- Kaboré D., Kambou F., Dickey J., Lowenberg-Deboer J., 1995. Economie des cordons pierreux, du paillage et du zaï dans le nord du plateau central du Burkina Faso, une perspective préliminaire. In Lowenberg-DeBoer, J., Boffa, J.-M., Dickey, J., Robins, E. (eds), 1995. Recherche Intégrée en Production Agricole et en Gestion des Ressources Naturelles : Projet ARTS, Burkina Faso, 1990-94. Perdue University et Winrock International :72-89.
- Kaboré P. D., 1996. Technologie de conservation des eaux et des sols au Burkina Faso : performances et perspectives. Actes du 2<sup>e</sup> édition du FRSIT sur La Recherche scientifique face aux problèmes de l'environnement, CNRST : 35-42.
- Kambou N.F., Taonda S.J.-B., Zougmore R., Kaboré B. et Dickey J., 1995. Effet des pratiques de conservation des sols sur l'évolution de la sédimentation, des états de surface et des rendements de mil d'un site érodé à Yilou, Burkina Faso. In Lowenberg-DeBoer, J., Boffa, J.-M., Dickey, J., Robins, E. (eds), 1995. Recherche Intégrée en Production Agricole et en Gestion des Ressources Naturelles : Projet ARTS, Burkina Faso, 1990-94. Perdue University et Winrock International :49-59.
- Kessler J.J., Slingerland M.A. et Savadogo M., 1998. Regeneration of sylvopastoral lands in the Sahel zone under village management conditions. *Land Degrad. Develop.* 9 : 95-106, 1998.
- Lykke A.M., Kristensen M.K. et Ganaba S., 2004. Valuation of local use end dynamics of 56 woody plants species in the Sahel. *Biodiversity and Conservation* 13:1961-1990, 2004.
- Mainguet M., 2003. Les sécheresse et le génie créateur de l'homme dans les milieux secs : nouvelle géographie de l'adaptation. [http://fig-st-die.education.fr/actes/actes\\_2003/mainguet/article.htm](http://fig-st-die.education.fr/actes/actes_2003/mainguet/article.htm) [consulté le 10 février 2006]
- Nielson H., 1999 - « Cordons pierreux » in Burkina Faso : sustainable development or stones for bread ? *Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography, Special Issue*, 2, 1999 : 105-112.
- Roose E., Dugué P., Rodriguez L., 1992. La Gestion Conservatoire de l'Eau, de la biomasse et de fertilité des Sols (GCEs). Une nouvelle stratégie de lutte anti-érosive appliquée à l'aménagement de terroirs en zone soudano-sahélienne du Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques* N°233, (3) 1992, 49-63.
- SAS Institute (2002). JMP Introductory Guide, Statistics and Graphics Guide, Version 5. The Statistical Discovery Software, SAS Institute Inc, Cary, NC, USA, 144p.
- Somé L., Kambou F., Traoré S., Ouédraogo B., 2000. Techniques de conservation des eaux et des sols dans la moitié nord du Burkina Faso. *Sécheresse* Vol 11 (4), 267-74, 2000.
- Zongo G., 1999. Evaluation des impacts socio-économiques des cordons pierreux et des digues filtrantes dans la province du Yagha. Mémoire de fin d'étude IDR Burkina Faso, 56p.
- Zoubga T. S., 2002. Etude de l'impact du travail du sol des charrues *Delphino* et *Tréno* sur le sol et la végétation des terres dégradées du Soum (Burkina Faso). Mémoire Inspecteur des Eaux & Forêts, ENEF, 90p.
- Zougmore R., Zida Z., 2000. Récupération agronomique des terres encroûtées par la technique de demi-lune. Fiche technique n°5, INERA, Saria.
- Zoungrana I., 1992. Recherches sur les aires pâturées du Burkina Faso. Thèse de Doctorat Es-Sciences Naturelles de l'Université de Bordeaux III, France, 227p.

**Annexe.** Liste floristique des plantes ligneuses des parcelles de végétation des unités agropastorales en 2003. Légende : N=UAP du Nord, S=UAPdu Sud, A= parcelle agricole et P=parcelle pastorale

Nom fouldé	Noms latins	Famille	Localisation	
Moraré	<i>Acacia ataxacantha</i> DC.	Mimosaceae	S	AP
Wayadugohi	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib ex Holl.	Mimosaceae	S	A
Patuki	<i>Acacia laeta</i> R.Br. Ex. Benth.	Mimosaceae	NS	AP
Kedi,Onare	<i>Acacia macrostachya</i> Reinchenb. Ex. Benth.	Mimosaceae	S	P
Gawdi	<i>Acacia nilotica</i> (L.) Willd. ex Del.	Mimosaceae	NS	AP
Patuki	<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Mimosaceae	NS	AP
Bulbi	<i>Acacia seyal</i> Del.	Mimosaceae	NS	AP
Kiluki, Tchiluki	<i>Acacia tortilis</i> (Forssk.) Hayne syn. <i>Acacia raddiana</i> Savi	Mimosaceae	NS	P
Boki	<i>Adansonia digitata</i> L.	Bombacaceae	NS	A
Kodjoli	<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae	NS	AP
Tirotiya	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae	S	AP*
Tani	<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del.	Balanitaceae	NS	AP
Namadi	<i>Bauhinia rufescens</i> Lam.	Caesalpiniaceae	NS	AP
Tirehi	<i>Boscia salicifolia</i> Oliv.	Capparaceae	S	P
Djigilli	<i>Boscia senegalensis</i> (Pers.) Lam. ex Poir.	Capparaceae	S	AP
Bagahi	<i>Cadaba farinosa</i> Forssk.	Capparaceae	S	P
Bamambi	<i>Calotropis procera</i> (Ait.) R. Br. in Ait. f.	Asclepiadaceae	NS	AP
Moraihi	<i>Capparis sepiaria</i> L.	Capparaceae	NS	AP
Barbalehi	<i>Cassia italica</i> (Mill.) F. Andr.	Caesalpiniaceae	N	P
Kohobi	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Caesalpiniaceae	S	A
Lawni	<i>Combretum aculeatum</i> Vent.	Combretaceae	NS	AP
Dooki	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae	S	AP
Gungumi	<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Combretaceae	S	AP
Duyki	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. et Perr.	Combretaceae	S	P
Badadi	<i>Commiphora africana</i> (A. Rich.) Engl.	Bursereae	N	P
Mbuuri	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight. & Arn.	Mimosaceae	NS	A
Ganaje, Ganadje	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst ex A. DC.	Ebenaceae	S	AP
Barnaahi	<i>Euphorbia balsamifera</i> Ait.	Euphorbiaceae	S	A
Tchaiki	<i>Faidherbia albida</i> (Del.) A. Chev. syn. <i>Acacia albida</i> Del.	Mimosaceae	NS	A
Burudehi	<i>Feretia apodanthera</i> Del.	Rubiaceae	S	A
Ibbi	<i>Ficus sycomorua</i> L. syn. <i>Ficus gnaphalocarpa</i> (Miq.) Steud ex A. Rich.	Moraceae	S	A
Sirumuhi	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt syn. <i>Securinega virosa</i> (Roxb.) Baill	Euphorbiaceae	S	A
Keli	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae	S	P
Djiboli, Kibole	<i>Grewia flavescens</i> Juss.	Tiliaceae	S	P
Tjikili	<i>Grewia tenax</i> (Forssk.) Fiori	Tiliaceae	N	P
Gursohi	<i>Grewia villosa</i> Willd.	Tiliaceae	S	P
Jeluki, Gelohi	<i>Guiera senegalensis</i> J. F. Gmel.	Combretaceae	S	AP
Djelehi, Mbalihi	<i>Hyphaene thebaica</i> (L.) Mart.	Arecaceae	NS	A
Cabihi	<i>Lannea acida</i> A. Rich.	Anacardiaceae	S	P
Dolohi	<i>Lannea microcarpa</i> Engl. et K. Krause	Anacardiaceae	S	P
Pybeteki	<i>Leptadenia hastata</i> (Pers.) Decne.	Asclepiadaceae	NS	AP
Yelafitahi	<i>Leptadenia pyrotechnica</i> (Forssk.) Decne.	Asclepiadaceae	N	P
Tireuhi, Hasu	<i>Maerua angolensis</i> DC.	Capparaceae	NS	P
Koli	<i>Maerua crassifolia</i> Forssk.	Capparaceae	NS	P
Barkehi	<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) O. Kuntze	Rubiaceae	S	P
Gaudi Maaka	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	Caesalpiniaceae	NS	AP
Hedi, Edi	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Mimosaceae	N	P
Djatabe, Njami	<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	Anacardiaceae	NS	AP
Karehi	<i>Sterculia setigera</i> Del.	Sterculiaceae	S	P
	<i>Tamarindus indica</i> L.	Caesalpiniaceae	S	A
	<i>Vitellaria paradoxa</i> Gaertner syn. <i>Butyrospermum paradoxum</i> (Gaertn.f.) Hepper, subsp. <i>parkii</i> (G. Don) Hepper	Sapotaceae	S	A
Djabe	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	Rhamnaceae	NS	P
Djabe	<i>Ziziphus mucranota</i> Willd.	Rhamnaceae	N	P

# RÉGÉNÉRATION NATURELLE À FAIBLE COÛT DANS LE CADRE DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER EN ZONES TROPICALES SÈCHES EN AFRIQUE

R. Bellefontaine, Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad), Département forêts, TA 10/D, 34398 Montpellier, France, courriel : [ronald.bellefontaine@cirad.fr](mailto:ronald.bellefontaine@cirad.fr)

---

**Résumé :** La démarche d'aménagement dans certains pays africains des zones sèches coûte cher, même lorsqu'elle est simplifiée. La connaissance de la ressource exploitable passe par des inventaires d'aménagement, prenant en compte la régénération naturelle (semis) et le recru par voie végétative. En fait, seuls les rejets de souche et les « semis » sont comptabilisés. Le rajeunissement par marcottage terrestre et par drageonnage pour de nombreuses espèces n'est pas suffisamment pris en compte par les aménagistes et/ ou les communautés rurales en charge de l'aménagement.

Dans les pays à faible couvert ligneux, il est conseillé d'aménager les forêts claires et également les arbres hors forêt, utilisés à des fins multiples par les agriculteurs et les éleveurs des zones tropicales semi-arides et arides. Ce couvert ligneux montre dans certains cas une aptitude très importante au drageonnage ou au marcottage terrestre. Ces phénomènes naturels permettent à certaines espèces (plus de 360) de se maintenir dans un environnement menacé, voire de coloniser le milieu en saison des pluies, par la formation de tiges adventives à partir du système racinaire pour le drageon et du système aérien (branche, tige) pour la marcotte. Dans certains cas, ce sont sur des tiges abattues par le vent que se forment des réitérats qui s'enracinent.

La capacité à produire des rejets à partir de la base de la tige (rejet basal, rejet de souche), de branches (marcotte, stolon, rhizome) ou de racines (drageon) dépend de plusieurs facteurs. Dans la plupart des cas, un stress (labour, feu, maladie, cyclone, épisode très sec, froid, etc.) est nécessaire. Pour les arbres poussant près de leurs limites naturelles latitudinales ou altitudinales, où la survie des semis est problématique, certains types de rejets (de souche, du collet, de racine) et les marcottes peuvent devenir significativement importants.

Il faudrait en tirer profit dans les pays en développement notamment les plus pauvres pour la régénération d'arbres hors forêt dans ou autour des champs ainsi que pour l'enrichissement et pour l'aménagement des forêts.

**Mots clés :** aménagement forestier ; multiplication végétative ; drageon ; drageonnage ; bouture de racine ; marcotte terrestre ; marcottage ; rejet de collet ; rejet basal ; tubercule ligneux.

**Abstract :** In several dryland African countries, forest management process is expansive, even when it is simplified. To find out the allowable cut, forest management inventories should be conducted, taking into account not only the natural regeneration by seeds but also the sprout by various vegetative means. As of today, only two categories, the stump sprouts and the "seedlings", are accounted for. For numerous species, rejuvenation through terrestrial layering and root suckering is not enough considered by forest managers and /or by rural communities in charge of forest management.

In countries with very low forest cover, we have to manage the open woodlands and also the trees outside forest, which are used for various purposes by farmers and breeders of semi-arid and arid tropical zones. In some cases, open woodlands and trees outside forest have an important potential for root suckering or terrestrial layering. Thanks to the natural processes, some species (more than 360) manage to survive in a threatened environment. Sometimes they may colonize the ecosystem during the rainy season by producing adventive stems from the root system through suckering and from aerial system (branch or stem) for the layering. In some cases, reiterates appear on trunks blown down by the wind and take roots.

Several factors may have an effect on the ability to produce sprouts from the basis of the stem (basal sprout, root crown), from the branches (layer, rhizome, runner) or from roots (sucker). In most cases, a stress is necessary (ploughing, fire, illness, cyclone, drought, cold, etc). For the trees growing just at the border of their altitudinal or longitudinal natural area, the seedling survival becomes a problem, and as a consequence certain types of sprouts and terrestrial layering may become more frequent.

This process should be developed especially in poorest developing countries for trees outside forest regeneration in or around fields, as well as for enrichment and forest management.

**Keywords :** forest management ; vegetative propagation ; root sucker ; root suckering ; root cutting ; terrestrial layer ; layering ; root crown ; basal sprout ; lignotuber.

---

## Introduction

Dans les pays développés au climat relativement bien arrosé, la régénération d'une forêt se fait la plupart du temps par plantation ou par semis. Dans les pays en développement en Afrique, il est loin le temps où au début des années 1970 les financements internationaux des bailleurs de fonds préconisaient de planter des parcelles monoblocs de 500 ou 1000 hectares ou d'enrichir les forêts par plantation de layons. Les rendements en bois ont été généralement médiocres, le mécontentement des populations spoliées de leurs espaces « forestiers » s'est accru, ainsi que la méfiance vis-à-vis de tout agent forestier. Les populations riveraines souhaitent participer à la gestion des forêts communautaires (Bertrand et al., 1999). Des moyens de régénération peu onéreux sont indispensables. Et spécialement dans les régions semi-arides, où les populations sont encore plus dépourvues. Faute d'argent et de main d'œuvre disponible au moment des semis des plantes vivrières, faute de pépinières proches de leurs villages, faute d'eau, elles ne peuvent régénérer à *peu de frais* les espèces familières et indispensables (pharmacopée, fruits, fourrages, productions artisanales, etc.).

D'autres objectifs peuvent être visés par les autorités communales ou régionales et les responsables politiques : la protection d'infrastructures diverses en luttant contre l'érosion par la propagation de proche en proche des espèces adaptées au climat sans accentuer l'érosion par une mise à nu des terres ou par un grand nombre de trous de plantation par hectare. Dans ce cadre d'aménagement du territoire, la fixation de dunes, la revégétalisation progressive des versants instables de collines et de simple talus bordant des voies de communication, l'enrichissement des sites déboisés à la suite d'une trop forte demande de bois de feu, pourraient être envisagés à condition qu'il subsiste des espèces aptes à se multiplier.

La prise en compte de la consommation de bois domestique (bois d'œuvre, bois de service, bois d'artisanat, bois de feu y compris en zones de forêts denses humides, etc.) reste marginale, à l'exception de certains pays sahéliens comme le Niger (à partir des années 1986) et le Mali (1992), qui ont opté pour la stratégie d'énergie domestique (SED). Cette consommation est gérée dans la plupart des autres pays africains par l'économie informelle et, encore aujourd'hui, peu de données sont fiables. La dynamique de ces forêts (régénération, mortalité notamment) est encore mal connue.

Pour obtenir dans ce contexte particulier une régénération en nombre et résistante à la sécheresse, encore faudrait-il tirer profit de ces phénomènes naturels sans engendrer des frais importants ? Est-il possible de copier la nature et, en plusieurs années, de coloniser petit à petit l'espace proche des villages ou les espaces vides dans les forêts communautaires ou simplement de permettre le rajeunissement et au minimum le statu quo au niveau de la densité des arbres utiles dans les zones arides et semi-arides

? Nous avons réuni un faisceau de preuves qui nous permet d'affirmer aujourd'hui que :

- dans certaines stations écologiques,
- avec certaines espèces ou clones,
- et à des moments bien choisis au cours de l'année (ontogenèse, saison),

Ce type de « multiplication » à faible coût peut aider les populations, les gestionnaires administratifs des forêts et indirectement concourir au maintien de la biodiversité ligneuse, de la micro- et macro-faune associées.

L'objectif principal de cet article et du tableau 1 est de sensibiliser les écologistes forestiers, les chercheurs, et dans certains cas des ONG afin qu'ils entreprennent dorénavant des recherches dans ce domaine, trop négligé jusqu'à présent, spécialement en Afrique. Les techniques pour induire le drageonnage et le marcottage terrestre sont extrêmement simples et très économiques. Que ce soit dans le cadre de l'aménagement participatif communautaire d'une forêt (Noubissié et al. 2005) ou d'arbre hors forêt (Bellefontaine et al., 2002), les espèces les plus utiles localement pourraient être multipliées, à peu de frais et à petite échelle, par des populations rurales défavorisées et éloignées des pépinières urbaines pour leurs propres besoins ou pour régénérer une forêt communautaire. Des aménagements basés sur une régénération naturelle ou induite, mais à faible coût, pourraient être centrés sur certaines espèces ou clones qui montrent ces propriétés (Bellefontaine et al., 2003 et 2005). Quelques espèces africaines sont citées dans le tableau 1. Le drageonnage est le processus qui a été le plus étudié. Marcotte terrestre, rejet basal, rejet de collet, bouture de racines (et non de tiges), rhizome, stolon, tubercule ligneux et quelques autres cas particuliers favorisent la régénération, voire la multiplication ; ils ont été pris en compte, mais dans une moindre mesure. Plus de 310 espèces africaines citées émettent des drageons (Bellefontaine, 2005). Il serait utile de pouvoir tirer profit de ces phénomènes naturels ou parfois induits par l'homme.

Les ligneux et peuplements forestiers dont il sera question dans cet article sont caractéristiques des zones qui reçoivent des précipitations annuelles comprises entre 300 et 1 200 mm et dont le nombre de mois secs ( $p < 30$  mm) est compris entre 5 et 10 (Bellefontaine et al., 2000-b). La définition des arbres hors forêt, ligneux que l'on peut également trouver en très grand nombre dans certaines de ces zones, a été donnée par la FAO (Bellefontaine et al., 2002). Il s'agit d'une définition indirecte par rapport à la forêt, et par défaut, qui se veut universelle. Pour simplifier, retenons qu'elle englobe les arbres épars, en lignes ou en petits bosquets. Le couvert arboré est inférieur à 10 % et la superficie couvre moins de 0,5 hectare.

Tableau 1a. Exemples d'espèces ligneuses (africaines ou acclimatées) qui ont, selon les auteurs cités, une aptitude pour le drageonnage ou le marcottage, classées par familles.  
Source : Bellefontaine R., 2005. Pour de nombreux ligneux, la reproduction sexuée n'est pas la seule voie : analyse de 875 cas - Texte introductif, tableau et bibliographie. « *Sécheresse - revue électronique* », n° 3. Légende : dr = drageon (substantif) ou drageonne (verbe) ; p = page ; p° = photo. <sup>1</sup> hormis les rejets de souche, le greffage, le bouturage, la culture *in vitro*

Genre et espèce	Famille	Espèce drageonnante	Espèce réputée pour drageonner vigoureusement ou abondamment (avec diverses informations)	Autres formes de multiplication végétative <sup>1</sup> ou douteuses quant au drageonnage
<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst. [ex <i>Spondias birrea</i> A. Rich. <i>Poupartia birrea</i> (A. Rich.) Aubr.]	Anacardiaceae	von Maydell (1983, p. 345) ; Szolnoki (1985, p. 33) ; Roulette (1987, p. 49) ; Oyen et Lemmens (2002, p. 147) ; Harivel (2004, p. 26).	Cuny et al. (1997, p. 90).	Alexandre (2002, p. 146) : boutures de racine faciles.
<i>Annona senegalensis</i> Pers. [ex <i>A. chrysophylla</i> Boj., <i>A. arenaria</i> Thonn., <i>A. senegalensis</i> var <i>chrysophylla</i> (Boj.) R. Sillans, <i>A. senegalensis</i> var <i>latifolia</i> Oliv.]	Annonaceae	Monnier (1968, p. 233) ; FAO (1984, p. 15) ; Szolnoki (1985, p. 29) ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Hines et Eckman (1993, voir lettre A) ; Kelly (1995, p.12) ; Vivien et Faure (1996, p. 40) ; Bellefontaine et al. (2000-b, p. 77) ; Paba Salé (2004, p. 17).	Audru (1977, p. 32) : envahissements spectaculaires en particulier en zone préforestière ; Thies (1995, p. 113).	
<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Del. (ex <i>B. ziziphoides</i> Mldbr. et Schlechter)	Balanitaceae	Nat. Ac. Pr. (1983, p. 55) ; Szolnoki (1985, p. 33) ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Booth et Wickens (1988, p. 22) ; Ieraf (1992, p. 60) ; Catinot (1994, p. 63) ; Alexandre (2002, p. 106) ; Chevallier (2003, p. 4) ; Projet CSFD (2004, p. 30 à 40, 47 à 66) ; Harivel (2004, p. 26, 56, 64).	Baumer (1983, p. 103) ; Booth et Wickens (1988, p. 24) ; Haal et Walker (1991, p. 10, 11, 39) ; Hines et Eckman (1993, voir lettre B) : dr à des distances considérables du tronc ; Bellefontaine (1997, p. 97) ; Bellefontaine et al. (2000-a, p. 225).	Poupon (1980, p. 121) : dr ? ; Hines et Eckman (1993, voir lettre B) : bouture de racine ; Alexandre (2002, p. 106) : les boutures de racine sont envisageables.
<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae	Parkan et al. (1988, p. 50) ; Nouvellet (1992, p. 121) : dr (en couronne) après coupe en mai ; Kelly (1995, p.12) ; Manaute (1996, p. 10) ; Bellefontaine et al. (2000-b, p. 77) ; Harivel (2004, p. 26).	Depommier et Nouvellet (1992, p. 120) ; Cuny et al. (1997, p. 30) : est essentiellement une espèce drageonnante.	
<i>Commiphora africana</i> (A. Rich.) Engl.	Burseraceae	Parkan et al. (1988, p. 50).		Clanet et Gillet (1980, p. 445) : marcottage par contact direct avec le sol.
<i>Bauhinia rufescens</i> Lam. [ex <i>B. adansoniana</i> Guill. et Perr. ; <i>Ptilostigma rufescens</i> (Lam.) Benth.]	Caesalpiniciaceae	Parkan et al. (1988, p. 50).		Tybirk (1991, p. 65) : bouture de racine.
<i>Cordeauxia edulis</i> Hemsl.	Caesalpiniciaceae			Booth et Wickens (1988, p. 56) : rhizomes ; Yahya et Durand (1991, p. 461) : rhizomes.
<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Caesalpiniciaceae	Giffard (1974, p. 257) ; César (1977, p. 91, 94) ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Mitja et Puig (1993, p. 388) ; Ba et al. (1997, p. 54) ; Alexandre (1993, p. 399 et 2002, p. 173) ; Bellefontaine et al. (2000-b, p. 77) ; Harivel (2004, p. 26) ; Paba Salé (2004, p. 17).	Aubréville (1950, p. 235 et 237) ; Audru (1977, p. 44) ; Mitja (1992, p. 122) ; Idefor (1993, p. 32) ; Anderson (1994, p. 10 et 11) : reproduction sexuée quasiment nulle et irrégulière ; Thies (1995, p. 193) : dr très puissants, favorisés par le feu (mise en lumière grâce à l'absence d'herbacées) ; Kelly (1995, p. 12 et 13) ; Cuny et al. (1997, p. 46) : se régénère surtout par dr.	Alexandre (2002, p. 175) : boutures de racine.

Tableau 1b. Exemples d'espèces ligneuses (africaines ou acclimatées) qui ont, selon les auteurs cités, une aptitude pour le drageonnage ou le marcottage, classées par familles.

Source : Bellefontaine R., 2005. Pour de nombreux ligneux, la reproduction sexuée n'est pas la seule voie : analyse de 875 cas - Texte introductif, tableau et bibliographie. « *Sécheresse - revue électronique* », n° 3. Légende : dr = drageon (substantif) ou drageonne (verbe) ; p = page ; p° = photo.

<sup>1</sup> hormis les rejets de souche, le greffage, le bouturage, la culture *in vitro*

Genre et espèce	Famille	Espèce drageonnante	Espèce réputée pour drageonner vigoureusement ou abondamment (avec diverses informations)	Autres formes de multiplication végétative <sup>1</sup> ou douteuses quant au drageonnage
<i>Isobertinia doka</i> Craib & Stapf	Caesalpinaceae	Letouzey (1968, p. 327) ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Kelly et Diallo (1992, p. 5) ; Cuny et al. (1997, p. 62) ; Louppe (2001, p. 1) : dr rares dans une savane non exploitée ; Alexandre (2002, p. 175) ; Battono (2002, p. 126) : dr quand il dégénère ; Bellefontaine et Molina (2003) ; Birnbaum (2004, p. 5).	Aubréville (1950, p. 232) ; Audru (1977, p. 60) ; Terrible (1984, p. 105) ; Anderson (1994, p. 10 et 11) : reproduction sexuée quasiment nulle et dr agressivement ; Thies (1995, p. 241) ; Kelly (1995, p. 12 et 13) ; Dourma (2003, p. 30) ; Dourma et al. (2003, p. 4 à 7).	
<i>Phytostigma thomningii</i> (Schum.) Milne-Redh. (ex <i>Bauhinia thomningii</i> Schum.)	Caesalpinaceae	Monnier (1968, p. 73, 233 et 1990, p. 123) ; Rees (1974, p. 46) : rare ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Monnier (1990, p. 123, 125) ; Tybirk (1991, p. 69) ; Tuite et Gardiner (1994, p. 22) ; Ba et al. (1997, p. 92) ; Paba Salé (2004, p. 17).	César (1977, p. 92) ; von Maydell (1983, p. 327) : drageonnage envahissant ; Thies (1995, p. 296).	Alexandre (2002, p. 187) : rejets souterrains.
<i>Tamarindus indica</i> L.	Caesalpinaceae	Troup (1921, p. 366) ; Aubréville (1950, p. 226) ; Watkins (1960, p. 141) ; Audru (1977, p. 204) ; Hines et Eckman (1993, lettre T).	Terrible (1984, p. 137).	Harivel (2004, p. 26) : marcotte.
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	Casuarinaceae	Thirawat (1953, p. 638) ; Rao (1953, p. 180) ; Searle (1989, p. 30) ; Dommergues et al. (1999, p. 395) : drageonne parfois.	Troup (1921, p. 902) : drageonne parfois profusément le long des côtes.	Geary (1981, p. 107) et Little (1984, p. 93) : ne dr pas.
<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr. (ex <i>Conocarpus leiocarpus</i> DC)	Combretaceae	Parkan et al. (1988, p. 50) ; Cuny et al. (1997, p. 22).		Tolkamp (1991, p. 3 à 5) : marcottage par buttage.
<i>Combretum glutinosum</i> Perr.	Combretaceae	Kerharo et Adam (1974, p. 237) ; Giffard (1974, p. 174) ; Arbonnier et Faye (1988, p. 29) ; Arbonnier (1990, p. 44) ; Thies (1995, p. 183) ; Yossi et al. (1996, p. 23).		Gillet (1980, p. 128) : répétitions sur troncs affaiblis ; Szolnoki (1985, p. 55) : par marcottage ; Björkdahl et Camara (2003, p. 99) : dr ?
<i>Combretum micranthum</i> G. Don	Combretaceae	Bellefontaine (2002, p. 14).	Thies (1995, p. 185) : forme au Sahel souvent des peuplements purs.	Plus de marcottes que de dr pour Ichaou (2000, p. 171) et Karim (2001, p. 25 à 35) ; Harivel (2004, p. 26) : marcotte ; Birnbaum (2004, p. 6) : stolon par affaïssement des tiges.
<i>Gutera senegalensis</i> Lam.	Combretaceae	Parkan et al. (1988, p. 50) ; Diatta et Matty (1993, p. 313) ; Catinot (1994, p. 62) ; Yossi et al. (1996, p. 23) ; Ichaou (2000, p. 171) : les dr sont plus rares que les marcottes ; Harivel (2004, p. 26).		Marcottage très fréquent pour ces divers auteurs : Catinot (1992, p. 39) ; Battono (1994, p. 8, 20, 52 à 54, 66) ; Ichaou (2000, p. 171) ; Karim (2001, p. 25 à 37, 40 à 46) ; Bellefontaine (2002, p. 14) ; Harivel (2004, p. 26) ; Battono et al. (2005, 1 à 15).



Tableau 1c. Exemples d'espèces ligneuses (africaines ou acclimatées) qui ont, selon les auteurs cités, une aptitude pour le drageonnage ou le marcottage, classées par familles.  
Source : Bellefontaine R., 2005. Pour de nombreux ligneux, la reproduction sexuée n'est pas la seule voie : analyse de 875 cas - Texte introductif, tableau et bibliographie. « *Sécheresse - revue électronique* », n° 3. Légende : dr = drageon (substantif) ou drageonne (verbe) ; p = page ; p° = photo.

<sup>1</sup> hormis les rejets de souche, le greffage, le bouturage, la culture *in vitro*

Genre et espèce	Famille	Espèce drageonnante	Espèce réputée pour drageonner vigoureusement ou abondamment (avec diverses informations)	Autres formes de multiplication végétative <sup>1</sup> ou douteuses quant au drageonnage
<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	<i>Ebenaceae</i>	FAO (1984, p. 47) ; Hines et Eckman (1993, voir lettre D) ; Cuny et al. (1997, p. 54) : aussi difficile par semis ou par dr ; Harivel (2004, p. 56, 64).		Alexandre (2002, p. 175) : dr ?
<i>Brideletia ferruginea</i> Benth.	<i>Euphorbiaceae</i>	Thies (1995, p. 145).		Sillans (1958, p. 211) : tubercule ligneux (feux répétés) ; Vuattoux (1972, p. 23 à 25) : marcottage de branches basses avec affranchissement progressif.
<i>Uapaca kirkiana</i> Muell. Arg. (ex <i>U. goetzei</i> Pax.)	<i>Euphorbiaceae</i>	Hines et Eckman (1993, lettre U).	FAO (1984, p. 120) : la majeure partie provient de drageons.	Coates Palgrave (1998, p. 30-32) : dr ?
<i>Uapaca togoensis</i> Pax (ex <i>U. guignardi</i> Chev. ; <i>U. somon</i> Aubr. & Léandri)	<i>Euphorbiaceae</i>	Aubréville (1938, p. 48) : "espèce sociale en petits bouquets" ; Andru (1977, p. 92).	Aubréville (1950, p. 192) ; Thies (1995, p. 359) : envahissant même sur sols pauvres.	
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	<i>Fabaceae</i>	Kelly (1995, p. 12) ; Thies (1995, p. 304) ; Cuny et al. (1997, p. 86).		
<i>Pterocarpus lucens</i> Guill. et Perr. (ex <i>P. abyssinicus</i> Hochst ex A. Rich. ; <i>P. simplicifolius</i> Bak.)	<i>Fabaceae</i>	Parkan et al. (1988, p. 50).		
<i>Quercus suber</i> Kotschy	<i>Fagaceae</i>	Pardé et Paidé (1938, p. 125) ; Boudy (1950, p. 50) : dr tout à fait exceptionnels et n'ont jamais été constatés qu'après incendie (et encore dans une mesure limitée) ; Jacamon (1984, p. 72).	Hasnaoui (1991, p. 85 et 86) drageonne très abondamment ; Peyre (1999, p. 6) : avec vigueur, après incendie.	Del Tredici (2001, p. 124) : rejets de collet ou lignotubers.
<i>Azadirachta indica</i> Juss. [ex <i>Melia azadirachta</i> L., <i>M. indica</i> (Juss.) Brand.]	<i>Meliaceae</i>	Troup (1921, p. 180) : dr surtout en stations sèches ; Baumer (1983, p. 91) ; Little (1984, p. 71) ; Tewari (1992, p. 35 et 41) ; Thies (1995, p. 128) ; Battono et al. (2004, p. 9).	Rao (1953, p. 180) ; Diallo (1987, p. 21) ; Goel et Behl (1992, p. 353) ; BOSTID (1992, p. 23-25) : prolifique dans les stations sèches.	
<i>Khaya senegalensis</i> (Desr.) A. Juss.	<i>Meliaceae</i>	von Maydell (1983, p. 284) ; Thies (1995, p. 250) ; Cuny et al. (1997, p. 69).	Roulette (1987, p. 50)	Tolkamp (1993, p. 3, 5) : marcottage par buttage.
<i>Acacia macrostachya</i> Reichb. ex G. Don.	<i>Mimosaceae</i>	Parkan et al. (1988, p. 50) ; Harivel (2004, p. 26).		Harivel (2004, p. 26) : marcotte
<i>Acacia saligna</i> (L. Abill.) H. Wendl. (ex <i>A. cyanophylla</i> )	<i>Mimosaceae</i>	Watkins (1960, p. 3) ; Min. Agr. Réf. Agr. (1978, p. 90, 244) ; Nat. Ac. Sc. (1980, p. 100) ; Baumer (1983, p. 9).	Boudy (1950, p. 434) ; Metro et Sauvage (1955, p. 254) ; Marcar et al. (1995, p. 33) ; Dommergues et al. (1999, p. 252, 254) : dr (fixation des dunes), appréciée au Maroc, mais envahissante en Afrique du Sud (fruits nombreux et aptitude à dr).	
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wright & Arn. [ex <i>D. glomerata</i> (Forsk.) Chiov., <i>D. nutans</i> (Pers.) Benth., <i>D. nyassana</i> Taub., <i>D. platycarpa</i> Welw. ex Oliv.]	<i>Mimosaceae</i>	Rees (1974, p. 46) ; von Maydell (1983, p. 230) ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Tybirk (1991, p. 66) ; Yossi et Dembele (1993, p. 346) ; Tuite et Gardiner (1994, p. 22) ; Couteron (1998, p. 48) ; Coates Palgrave (1998, p. 30-32) ; Paba Salé (2004, p. 17).	Troup (1921, p. 252, 484) : dr à des distances considérables, forme des fourrés ; West (1950, p. 211) ; Aubréville (1950, p. 283) ; Rao (1953, p. 180) ; Terrible (1984, p. 91) ; Alexandre (1993, p. 401) ; Hines et Eckman (1993, lettre D) ; Thies (1995, p. 204, 205) : très envahissant, difficile à exterminer ; Ba et al. (1997, p. 56) ; Sosef et al. (1998, p. 189) : à grande distance.	Tybirk (1991, p. 66) : bouture de racine ; Alexandre (2002, p. 175) : bouture de racine.

Tableau 1d. Exemples d'espèces ligneuses (africaines ou acclimatées) qui ont, selon les auteurs cités, une aptitude pour le drageonnage ou le marcottage, classées par familles.  
Source : Bellefontaine R., 2005. Pour de nombreux ligneux, la reproduction sexuée n'est pas la seule voie : analyse de 875 cas - Texte introductif, tableau et bibliographie. « *Sécheresse - revue électronique* », n° 3. Légende : dr = drageon (substantif) ou drageonne (verbe) ; p = page ; p° = photo.

<sup>1</sup> hormis les rejets de souche, le greffage, le bouturage, la culture *in vitro*

Genre et espèce	Famille	Espèce drageonnante	Espèce réputée pour drageonner vigoureusement ou abondamment (avec diverses informations)	Autres formes de multiplication végétative <sup>1</sup> ou douteuses quant au drageonnage
<i>Faidherbia albida</i> (Delile) A. Chev. (ex <i>Acacia albida</i> Delile)	Mimosaceae	CIRAD-forêt (1989, p. 28) ; Danthu (1992, p. 87) ; dr., mais pas tous les arbres ; Depommier et Nouvellet (1992, p. 83) ; Depommier (1996, p. 150, 298 à 324) ; Cuny et al. (1997, p. 30) ; Dommergues et al. (1999, p. 302) ; Bellefontaine et Molina (2003, p° 34) ; Harivel (2004, p. 26, 56 à 58, 64).	Karschon (1976, p. 28) ; CIRAD-forêt (1996, p. 13, 21, 88, 155, 157, 181, 186, 304) ; Traore (1990, p. 90 à 93) ; Bernard et al. (1995, p. 34) ; Cuny et al. (1997, p. 59) ; capacité moyenne de multiplication végétative par rejets de souche, un peu meilleure par dr. ; Rouxel (2002, p. 55).	Tolkamp (1991, p. 3 à 6) : marcotte par couchage et par buttage ; Danthu (1992, p. 88) : bouture de racine ; Tybirk (1991, p. 46) : les boutures de racine en champ reprennent difficilement sous 500 mm/an ; Alexandre (2002, p. 116) : boutures de racine de gros diamètre ; Harivel (2004, p. 59-60, 65-67) : bouture de racine.
<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R.Br. ex G. Don (ex <i>P. clappertoniana</i> Keay)	Mimosaceae	Von Maydell (1983, p. 313) ; Booth et Wickens (1988, p. 107) ; Tybirk (1991, p. 68) ; Thies (1995, p. 289) ; Harivel (2004, p. 26) ; Paba Salé (2004, p. 17).	Roulette (1987, p. 42) ; Cuny et al. (1997, p. 78).	Hall et al. (1997, p. 45) : dr ? ; Teklehaimanot et al. (2000, p. 43, 46, 48) : marcottage aérien.
<i>Prosopis africana</i> (Guill. & Perr.) Taub.	Mimosaceae		Thies (1995, p. 299) : des dr envahissent les anciens terrains cultivés.	
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	Nat. Ac. Pr. (1983, p. 24) : dr près de la base du tronc ; Little (1984, p. 247) ; Szolnoki (1985, p. 77) ; Ieraf (1992, p. 172) ; Paba Salé (2004, p. 17).	Nat. Ac. Pr. (1983, p. 24) : peut devenir une peste végétale ; Huenneke et Vitousek (1990, p. 202, 206).	Van den Abeel et Vandeput (1951, p. 524) : "marcottage" de racine ! FAO (1982, p. 163) : idem ; Little (1984, p. 247) : bouture de racine.
<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam. (ex <i>Z. jujuba - pro paritim</i> , <i>Z. orthacantha</i> DC)	Rhamnaceae	Parkan et al. (1988, p. 50) ; Ieraf (1992, p. 203) ; Harivel (2004, p. 26).	Nat. Ac. Sc. (1980, p. 160) ; Little (1984, p. 287).	FAO (1982, p. 198) : br ; Szolnoki (1985, p. 33) : bouture de racine ; Tolkamp (1993, p. 1 à 3) : marcottage par couchage ; Vivien et Faure (1996, p. 272) : bouture de racine.
<i>Sarcocephalus latifolius</i> [(Sm.) Bruce (ex <i>Nauclea latifolia</i> (Willd.) Korth.]	Rubiaceae	Thies (1995, p. 278)		Vuattoux (1972, p. 24) : marcottage de branches basses.
<i>Vitellaria paradoxa</i> Gaertn. f. [ex <i>Buyrospermum paradoxum</i> (C.F. Gaertn.) Hepper]	Sapotaceae	Bonkougou (1987, p. 42) ; Parkan et al. (1988, p. 50) ; Blaffart (1990, p. 83) ; Salle et al. (1991, p. 436) ; Kelly (1995, p. 12) ; Hall et al. (1996, p. 54) ; Rouxel (2002, p. 46) ; Harivel (2004, p. 26) ; Paba Salé (2004, p. 17).	Dalziel (1937, in Booth et Wickens 1988, p. 40) ; Thies (1995, p. 364) : souvent par dr.	Cuny et al. (1997, p. 102) : ne dr pas ; Zerbo (1987, p. 126-129) : le marcottage par couchage de rejets est supérieur au marcottage aérien ; Salle et al. (1991, p. 436) : marcottage aérien très difficile.

*Aménagement simplifié et fiabilité de l'inventaire*

L'aménagiste forestier doit programmer dans le temps et l'espace, puis exécuter un ensemble d'opérations qui ont pour but de réglementer l'exploitation de la forêt en vue d'obtenir, dans la mesure du possible, un revenu annuel, soutenu et avantageux, sans compromettre la ressource.

La démarche d'aménagement forestier dans les pays africains, même lorsqu'elle a été simplifiée (d'Herbès et al., 1997 ; Bellefontaine, 1999 ; Bertrand et al., 2006) est coûteuse. La cause des échecs d'aménagement en Afrique réside le plus souvent dans une analyse de la situation trop rapide et tronquée des besoins des populations, faute d'une médiation et d'une négociation contractuelle adéquates. La négociation réelle et transparente préalable, la participation motivée et volontaire des populations, la clarification de la tenure des sols afin de garantir l'applicabilité par tous les acteurs économiques de toutes les options choisies en commun, et un soutien continu de la part des autorités, sont capitaux.

Outre les facteurs socio-juridico-économiques, deux éléments techniques sont déterminants : d'une part le régime des coupes, d'autre part la méthode de régénération, qui détermineront pour un pas de temps assez long la physionomie future du peuplement. Des règles claires et stables, applicables par des populations souvent peu instruites, des pratiques simples et à très faible coût sont indispensables (Bellefontaine et al., 2000-b ; Bertrand et al., 2006). La variabilité génétique d'origine sexuée d'une forêt est indispensable afin d'assurer la survie des peuplements après une agression (insectes, feux, etc.). Or en zones tropicales sèches, si la germination des graines disséminées est très importante pendant la saison des pluies, de nombreuses études ont prouvé qu'après six ou dix mois de sécheresse, voire après la deuxième année, la part de plants issus de semis naturels est très faible, pour ne pas dire insignifiante ou nulle. Quand les conditions écologiques passent, par exemple en Afrique de la forêt humide aux steppes, le nombre d'espèces ligneuses diminue, mais la proportion d'espèces qui produisent des marcottes, des drageons et des organes souterrains contenant des réserves trophiques augmente (Catinot, 1994).

En matière de durabilité des forêts, la connaissance de la ressource ligneuse exploitable au sens large (bois et co-produits) passe par des inventaires d'aménagement et par leur suivi dans le temps. Dans tous les cas de figure, ces inventaires apportent un lot d'informations à valeur écologique élevée. En Afrique semi-aride, on constate que peu de temps après une coupe d'exploitation, le nombre de tiges à l'hectare dans une parcelle donnée augmente souvent ; lorsque les forestiers analysent les résultats des inventaires réalisés un ou deux ans après une coupe, ils regroupent dans le meilleur des cas pour des raisons évidentes de gain de temps toutes les jeunes pousses en deux catégories : les nombreux brins issus de rejets de souche (de collet, de souche, rejet basal, tubercule ligneux) et les jeunes plants isolés (semis naturels ou artificiels, drageons, marcottes terrestres). La plupart

du temps, les diverses formes de régénération ne sont pas distinguées. La régénération est alors très souvent assimilée à la seule reproduction sexuée.

*Part de la multiplication végétative dans cette régénération*

Certaines espèces ligneuses ou arbustives ont des branches plagiotropes enracinées montrant une aptitude au marcottage terrestre (Bationo, 1994 ; Ichaou, 2000 ; Karim, 2001 ; Bationo et al., 2005). Lors de l'exploitation ligneuse, à blanc ou par furetage, ces branches sont coupées souvent même avant le tronc afin de faciliter son abattage. Les marcottes terrestres de faible diamètre ainsi sevrées brutalement de la plante-mère restent souvent vivantes, notamment lors de coupes réalisées juste avant ou tout au début de la saison des pluies. Lors des inventaires ultérieurs, les marcottes enracinées sont le plus souvent assimilées à tort à des rejets de souche, voire à des semis.

De même, un semis âgé de plusieurs années, ou un drageon, régulièrement brûlé ou brouté par le bétail ou la faune sauvage, s'il est protégé, peut alors avoir une morphologie et une croissance assez semblables à celles d'un rejet de souche. On conçoit aisément que l'origine d'un plant est difficile à déterminer, sauf si l'on procède à une analyse génétique par marqueurs moléculaires ou à une excavation des racines, s'il n'y a pas eu entre-temps affranchissement naturel entre l'arbre-mère et le « rejet ».

Après le passage des feux de brousse, on constate une très forte mortalité de tous les jeunes plants, puis quelques semaines plus tard une reprise impressionnante de la régénération. Des rejets de souche et des semis d'espèces colonisatrices, mais aussi des réitérats sur tronc abattu et non calciné, des plants issus de marcottes et de drageons s'approprient les trouées. Ces formes de régénération sont apparemment bien plus fréquentes dans les espaces forestiers des zones tropicales sèches que dans les forêts tropicales humides (Catinot, 1994 ; Bellefontaine et al., 2003). Dans ces dernières, les réitérations apparues sur tronc d'arbre abattu par les tempêtes sont assez courantes (Hallé, 1999 ; Blanc, 2003). Il existe cependant des cas de réitération sous 400 mm de précipitations annuelles avec une saison sèche qui dure de 7 à 9 mois (Bellefontaine et al., 2005). Il y a lieu également de considérer avec un regard particulier les galeries forestières et les forêts ripicoles. Inondées périodiquement et pour de longues périodes, plusieurs espèces forestières se régénèrent à travers des stratégies asexuées (Deiller et al., 2003) en complément de la reproduction sexuée irrégulière parce que les graines pourrissent ou sont emportées dans des milieux inaptes à leur germination (enfouissement profond, milieu hydromorphe, manque de lumière ou d'oxygène, etc.).

Parmi la régénération présente, quelle est la proportion provenant de semis, de rejets de souche ou de drageons ? Les résultats en Afrique sont très rares. Au Togo, le gradient de drageonnage est proportionnel au taux d'anthropisation. Plus le site est perturbé, plus le drageonnage est intense. Ainsi, les taux de drageonnage

observés chez *Isoberlinia doka* (Dourma et al., 2006) sont plus élevés dans les champs et les jachères (de 62 à 83 %), alors qu'en forêt ces taux sont plus faibles (39 % de drageons et 61 % de semis). Au Burkina Faso, Kaboré (2002) relève que sur 769 souches de *Detarium microcarpum*, 63 % ont émis des drageons, 17 % des rejets, 11 % des drageons et des rejets.

On peut affirmer qu'il est souvent très difficile après quelques années de distinguer un jeune plant issu de semis, ou de drageonnage, et dans certains cas de marcottage terrestre. On peut sans se tromper remarquer que dans les inventaires d'aménagement la catégorie « semis » est surestimée, et on est en droit de s'interroger, parmi les effectifs de la régénération, sur la part provenant de la « multiplication végétative » au sens large et celle des semis naturels.

Dans ces forêts, l'exploitation sélective, le plus souvent par furetage de nos jours, consiste à prélever les plus gros arbres. L'exploitation diminue leur densité et modifie les distributions spatiales des individus. L'exploitation et la propagation végétative peuvent en conséquence avoir des effets sur la diversité génétique, l'augmentation de la clonalité et à terme sur la qualité de la reproduction sexuée.

Outre l'aspect de définition des termes relatifs aux divers comportements des ligneux, il est indispensable, avant de généraliser une méthode de régénération à faible coût basée sur le drageonnage ou le marcottage, de mieux étudier les conditions optimales d'induction ou d'apparition naturelle des drageons et marcottes en fonction des clones ou des espèces (ainsi par exemple *Faidherbia albida*, avec sa phénologie inversée, ne répond sans doute pas au même calendrier que les autres espèces) :

- Quand apparaissent-ils ou quand faut-il les induire : un mois avant la saison des pluies ? juste après le début des pluies ? à la fin de la saison des pluies ? L'analyse des réserves trophiques des tissus de racines et de drageons est nécessaire afin de mettre en évidence le rôle des hormones et des réserves dans le processus de drageonnage (ou de marcottage pour les branches). Cette capacité peut en effet varier en fonction de l'âge physiologique de l'organisme et du stade ontogénique : à quel stade de leur développement, l'induction est-elle la plus adaptée ?
- Où et sur quel système racinaire se développent les drageons (système primaire ou secondaire) ? Se situent-ils sur la partie distale ou proximale de la racine-mère ? Quelle est la profondeur optimale des racines-mères ? La distance d'apparition des drageons par rapport au pied-mère est-elle liée à l'ombre de la cime ?
- Quel est le type d'induction le plus performant et le moins coûteux : blessure superficielle des racines, annélation, sectionnement complet suivi ou non d'une mise en lumière partielle des deux morceaux de racine sectionnée ?

Enfouissement superficiel ou important avec ou sans blessure de la branche à marcotter ?

- Etude de la croissance et du nombre optimal de drageons pour un même pied-mère ? Leur hauteur est-elle décroissante par rapport à la distance qui les sépare du tronc ?
- Sans excavation est-il possible de distinguer des éléments morphologiques qui différencient les jeunes drageons des semis ?
- Pour reconstituer le stock azoté des sols et contribuer à l'approvisionnement en azote des plantes associées, de nombreux arbres fixateurs d'azote présentent un avantage indéniable dans les zones sylvo-pastorales semi-arides, à savoir leur appoint fourrager indispensable à la survie des troupeaux. Ne convient-il pas de mener cet axe de recherche de pair avec les espèces drageonnantes ou marcottantes (Bellefontaine et al., 2000-a) ?
- Quelle est la proportion de semis naturels, de rejets de souche et de drageons (ou marcottes) dans la régénération de quelques espèces pilotes dans des champs, jachères et forêts ?
- De très nombreuses autres lacunes peuvent ainsi être mises en exergue dans cette thématique, mais l'essentiel est de se focaliser sur certaines espèces prioritaires d'arbre à usages multiples que l'aménagiste forestier, l'agriculteur et l'éleveur souhaitent régénérer à faible coût.
- Souvent les axes feuillés des drageons et des marcottes ne sont pas autonomes avant plusieurs années. A partir de quel âge forment-ils leur propre enracinement ? Comment s'affranchissent-ils ? Que se passe-t-il lorsque l'on sectionne sur l'arbre-mère la racine en amont d'un drageon existant ou la branche portant la marcotte ? Le bouturage de segments de racine est pratiqué en Europe pour quelques espèces fruitières ou ornementales, mais la méthodologie de ce drageonnage artificiel n'a jamais été expérimentée en champ ou en forêt en Afrique tropicale sèche (Bellefontaine et al., 2005). Cette dernière question est sans doute prioritaire et nous allons la développer dans le chapitre suivant.

### **Propagation ou multiplication végétative, stratégie de régénération ou coloniarité ?**

Ces jeunes plants issus de ce que l'on a coutume d'appeler, à tort dans certains cas comme nous allons le voir, la « multiplication végétative » réduisent la variabilité génétique. Ceci peut avoir des conséquences non négligeables pour l'aménagement futur, surtout après une succession d'années très sèches inhibant la germination, la survie et la croissance des semis.

La concurrence à laquelle les végétaux se trouvent confrontés dans l'utilisation de l'espace les pousse à s'adapter et à développer diverses « stratégies » ou comportements. Il est impossible devant cette complexité - présente sous forme d'un *continuum* de divers phénomènes que nous offre la nature - de classer plus ou moins correctement (del Tredici, 2001) ce qui relève de la « stratégie » de régénération, de survie, de

colonisation de l'espace, *etc.* Cette question n'est d'ailleurs pas prioritaire. Nous avons tous tendance à nous placer par rapport à notre propre thématique de recherche et à nommer ces potentialités de noms différents. Il faut en fait simplement essayer de comprendre et faire ressortir ce que la plante est capable de faire et de décrire son comportement interne. Et son comportement lui dicte trois manières d'exister : la reproduction sexuée, la multiplication végétative et la propagation végétative. La multiplication végétative d'une plante implique qu'elle puisse en donner plusieurs autres sans passer par les mécanismes de la reproduction sexuée *et* que ces dernières puissent être autonomes par rapport à la plante-mère. La propagation végétative est plus vague et regroupe plusieurs phénomènes, à savoir notamment la possibilité de multiplication et la possibilité simplement de coloniser sans se multiplier. Une plante est capable de se fragmenter. S'il n'y a pas de fragmentation, il n'y a pas de propagation végétative.

D'après les observations de terrain et la nombreuse bibliographie parcourue depuis une dizaine d'années à ce sujet, quelques espèces drageonnantes ou marcottantes, assez peu nombreuses, s'affranchissent naturellement de leur arbre-mère. L'enracinement des drageons et des marcottes que nous avons excavés montre souvent un système racinaire pivotant ou oblique assez peu développé, quelques années après l'initialisation du marcottage ou drageonnage. Par contre, souvent le diamètre du segment distal de racine, situé à l'aval de la blessure ou coupure dans le cas du drageonnage, montre une tendance à grossir et à développer des radicelles par rapport au segment proximal (à moins que ce soit le segment proximal qui s'auto-atrophie et que son diamètre diminue ?). La naissance du drageon semble « fortifier », souvent mais pas toujours, la partie distale de la racine-mère qui a un diamètre supérieur.

Il convient sans doute d'étudier ces phénomènes sur un pas de temps plus long. Il existe cependant des drageons de certaines espèces qui acquièrent leur indépendance très tôt, mais ce sont souvent des espèces des régions tropicales humides ou tempérées : *Artocarpus altilis* (Ragone, 1997), *Litsea glandulosa* (Jacq et al., 2005), *Miconia calvescens* à Tahiti où les réitérats sont autonomes en quelques mois (Birnbaum 2005, comm. pers.), *Ailanthus glandulosa* (Clair-Maczulajtys, 1987), divers *Populus*. En régions méditerranéennes, *Quercus ilex* (Boudy, 1950) ou en Afrique de l'Ouest *Bridelia ferruginea* (Vuattoux, 1972) et *Detarium microcarpum* (Bationo, 2002) deviennent autonomes après une certaine période. Mais sur un pas de temps beaucoup plus court, de l'ordre d'une à quelques années, les drageons ou les marcottes pourraient n'être considérés que comme la manifestation morphologique principale d'une « stratégie » d'extension de l'appareil photosynthétique, voire de colonisation de l'espace aérien. A cette échelle de temps, la plupart des espèces drageonnantes pourraient être en réalité des espèces coloniales au sens que Hallé (1999, 2005) leur donne. Rappelons que pour qu'il y ait multiplication végétative, il faut d'une part une duplication asexuée en évitant les recombinaisons génétiques classiques obtenues par reproduction sexuée, *et* d'autre part un

affranchissement par rapport à la plante-mère, avec séparation brutale induite ou auto-affranchissement naturel par nécrose de la racine-mère. Ainsi sur un pas de temps court, le comportement adopté par les drageons et marcottes *non autonomes* (Bellefontaine et al., 2005) ne correspondrait pas à une « stratégie » de régénération par multiplication végétative.

La duplication d'un phénotype sélectionné en utilisant des segments de racines (et non de tiges) est assez courante en Europe où les horticulteurs emploient ces techniques pour copier à l'identique les framboisiers et de multiples plantes décoratives. Afin d'étudier les avantages et inconvénients de la présence de multiples drageons dans les peupleraies ou autres forêts tempérées et boréales, le drageonnage est étudié en laboratoire depuis plus de quarante années également à l'aide de segments de racine. Des chênes-lièges sélectionnés en Tunisie ont été reproduits ainsi avec des taux de « drageonnage » de l'ordre de 87 % pour des segments prélevés sur des individus d'un an (Nsibi et al., 2003). Ragone (1997) précise que la méthode la plus utilisée pour multiplier l'arbre à pain (*Artocarpus altilis*) consiste à replacer horizontalement en pépinière des segments de racine de 12 à 30 cm de long et 1,5 à 6 cm de diamètre récoltés durant la saison dormante. Ce dernier point est capital.

Peut-on dès lors comparer l'auto-affranchissement naturel et le drageonnage artificiel de segments de racine ? Pour ne pas confondre les drageons naturels, les boutures classiques (de tiges ou de branches) et les boutures réalisées à l'aide d'un segment de racine, nous avons opté pour un néologisme : les segmentures (Noubissié et Bellefontaine, 2005). Il est en effet important de préciser l'origine du matériel végétal, ce que tous les auteurs ne font pas systématiquement. Dans le même ordre d'idées, peut-on assimiler le bouturage classique et le marcottage terrestre d'une branche plagiotrope ? Au stade actuel des connaissances, dans les régions arides et semi-arides, on peut croire que, sauf exceptions citées ci-dessus, les marcottes et drageons *non autonomes* se comportent simplement comme une extension de la cime à 3, 10, 20 mètres ou plus de l'arbre-mère (population coloniale). Ils développent une surface photosynthétique plus importante bénéficiant à l'ensemble de la colonie, mais sans s'affranchir de l'arbre-mère. Mais ce qui est certain, c'est que l'on peut reproduire une plante par des segmentures, comme on l'a vu ci-dessus, et que cette méthode mérite d'être plus utilisée en pépinière, mais aussi directement en forêt sur le lieu d'enrichissement ou de reboisement.

La question pour l'aménagiste est de déterminer si ces drageons et marcottes peuvent acquérir leur autonomie et s'affranchir à court terme du pied-mère, et si à la longue, il devra aménager un peuplement majoritairement d'origine clonale. Les rejets émanant du collet et les rejets issus d'organes de réserves du type « tubercule ligneux » (dont le rejet basal), qui restent toute leur vie dépendant de l'arbre-mère ne sont vraisemblablement pas des copies végétatives. Par contre, les drageons, marcottes, stolons, rhizomes, et autres plants issus de tubercules ligneux qui en quelques mois ou années deviennent complètement indépendants

trophiquement pour l'eau, les sucres et éléments minéraux, doivent être considérés comme des individus séparés et autonomes. Ce n'est que dans ce cas que l'on peut alors effectivement parler de multiplication végétative.

### Termes utilisés et rares connaissances relatives à la multiplication végétative naturelle

En cherchant à comprendre dans quelles conditions les ligneux forment des drageons, des marcottes terrestres, des rejets basaux, des tubercules ligneux, nous avons relevé qu'en général les auteurs indiquent que la présence d'un stress (blessure de labour, feu, maladie, cyclone, froid, *etc.*) est nécessaire. Notre recherche bibliographique a très vite débouché sur des espèces-phares poussant dans les régions tempérées et boréales. Les espèces actuellement les mieux étudiées sont les peupliers. *Ailanthus glandulosa*, *Prunus avium*, *Robinia pseudacacia*, *Sorbus torminalis* sont les autres espèces pour lesquelles on relève un certain nombre de travaux. En Afrique, que ce soit pour les régions tropicales humides, sèches, ou méditerranéennes, les très rares auteurs qui abordent le drageonnage signalent en général uniquement si une espèce drageonne vigoureusement ou faiblement. Pour certaines espèces, il conviendra de valider ces observations après excavation. Néanmoins, l'aptitude au drageonnage est reconnue pour *Balanites aegyptiaca*, *Dalbergia sissoo*, *Detarium microcarpum*, *Dichrostachys cinerea*, *Faidherbia albida*, *Isobertinia doka*, *Vitellaria paradoxa* (tableau). En revanche, les explications quant au processus sont excessivement rares. Seul Premiers résultats acquis à ce jour Bationo (2002) émet un début d'explication pour *D. microcarpum* : « Le système racinaire des individus issus de la multiplication végétative est dominé par le système latéral, se résumant parfois à la racine-mère qui assure l'approvisionnement du drageon en tous les nutriments nécessaires à son développement. La dégénérescence progressive de la racine-mère s'accompagne du développement d'un système racinaire pivotant qui favorise l'autonomisation du drageon ».

Dans le tableau présenté ci-après, divers auteurs n'apportent aucune preuve scientifique à l'appui et ils ne font que recopier une information. La prise en compte de ces observations se complique encore, car le vocabulaire utilisé pour décrire certains processus est peu précis. Certains parlent de rejets, de plançons, de rejets souterrains de souche, de faux-drageons, d'éclats (de souche, du collet, de racine, de pied), d'un « marcottage de racine » pour *Psidium guayava* (Van Den Abeel et Vandenput, 1951). Lieutaghi (2004) emploie l'expression « tiges couchées enracinées simulant des stolons » pour le myrtilleur (*Vaccinium myrtillus*). De plus, des botanistes renommés émettent des hypothèses qui compliquent quelque peu notre tâche. Blanc (2003) cite *Polla japonica* (Commélinacée), qui émet à la fin de l'été au Japon et dans l'est de la Chine de gros stolons souterrains qui s'épaississent, se gorgent de réserves et se transforment ainsi en rhizomes. Il suppose qu'« un type d'organe, morphologiquement initié par rapport à une fonction, peut détourner cette fonction et assurer la fonction d'un autre

organe, en l'occurrence le transfert de la fonction de racines à des tiges ».

Depuis très peu de temps, quelques articles, thèses, mémoires d'étudiants ont été réalisés en Afrique de l'Ouest et à Mayotte. Ils complètent les premières observations, mais pour un faible nombre d'espèces et souvent sans grands moyens financiers. Ces recherches devraient être encouragées avec un minimum de matériel et un vocabulaire précis devrait être utilisé. Des groupes de travail pourraient se pencher sur l'élaboration d'un lexique rigoureux afin d'essayer de classer au mieux les divers phénomènes observés et les termes utilisés. Nous avons tenté de donner des définitions relativement précises, bien que non encore pleinement satisfaisantes dans un article récent (Bellefontaine, 2005).

Plusieurs thèses et mémoires d'étudiants font l'objet de documents officiels (Ichaou 2000 ; Karim 2001 ; Dourma 2003 ; Paba Salé, 2004 ; Jacq et al., 2005) ou de publications en cours (Harivel et al., 2006 ; Dourma et al., 2006). D'autres étudiants y travaillent en Ouganda, Sénégal, Togo, Burkina Faso, etc. Des demandes de financement de projets sont en cours. Les divers travaux réalisés récemment permettent de mieux définir le comportement de certaines espèces. Ainsi par exemple au Togo, les taux de drageonnage observés chez les deux espèces d'*Isobertinia doka* et *tomentosa* sont élevés dans les champs et les jachères (56,2 à 83,4 %), alors qu'en forêt ces taux sont relativement plus faibles (35,3 à 39,1 %). Ces taux diminuent lorsqu'on passe des champs aux vieilles jachères, notamment pour *I. doka*. Les racines latérales proches de la surface du sol chez les deux espèces étudiées d'*Isobertinia* permettent une colonisation rapide de l'espace par drageonnage. En moyenne, 16 drageons par individu chez *I. tomentosa* et 12 drageons chez *I. doka* sont observés dans un rayon de 2,5 mètres autour du pied-mère (Dourma et al., 2006).

Sans avoir analysé de manière exhaustive la littérature souterraine existante en Afrique (thèses, mémoires d'ingénieurs, publications dans des revues non référencées par les grandes banques de données bibliographiques mondiales), il y a à notre connaissance plus de 360 espèces qui se caractérisent par des « stratégies de régénération » particulières dans le continent africain au sens large (Bellefontaine, 2005). Et parmi ces 360 espèces africaines, 310 émettent des drageons. 50 n'en produisent pas, mais peuvent être multipliées à faible coût. Ces dernières espèces ont été retenues en raison de phénomènes différents du drageonnage : ce sont principalement des marcottes, des rejets basaux, des rejets de collet. Le classement par famille ne permet aucune conclusion vitale.

En ce qui concerne les distances maximales à laquelle les drageons apparaissent, leur nombre à l'hectare, leur degré d'envahissement, l'âge auquel certaines espèces peuvent drageonner, et d'autres renseignements, le lecteur trouvera une synthèse de ces informations dans l'article pré-cité

(Bellefontaine, 2005). Le tableau présenté ci-après ne reprend pas toutes ces 360 espèces, mais une sélection afin de tenter de démontrer que des études approfondies ne sont pas un luxe, mais correspondent à une vraie demande des populations à ce stade-ci de leur développement.

### Conclusions

Lors des exploitations, il existe un risque dans certaines régions semi-arides et arides, où diverses formes de propagation végétative se produisent préférentiellement, de sélectionner une majorité de tiges qui ont toutes un patrimoine génétique identique. Un autre risque est de maintenir sur pied des arbres coloniaux qui sont tous solidaires, et qui en cas d'attaque sévère de champignons, pourraient tous subir le même sort.

Le fonctionnement des écosystèmes tropicaux secs et méditerranéens et leur dynamique restent très mal connus. Pour qu'il y ait gestion durable des ressources forestières, les préconisations du plan d'aménagement doivent être réalistes. Et pour qu'elles soient réalistes, il est indispensable de maîtriser notamment toutes les formes de régénération, et en priorité les moins coûteuses et celles qui ont le meilleur pourcentage de réussite à long terme.

Après avoir cité quelques lacunes de la recherche-développement dans ce domaine particulier, cet article insiste sur l'urgence de mener à bien des études sur les divers comportements de certains ligneux prioritaires qui ont une aptitude à la « multiplication végétative à faible coût » et qui sont adaptés à ces contrées. L'urgence nous pousse à comparer pendant au moins 3 années l'avenir et le nombre de juvéniles :

- issus de la dissémination sexuée annuelle et de ceux issus de la banque de graines du sol,
- provenant de rejets de souche avec ou non individualisation et régénération d'un système racinaire autonome, de rejets du collet, de rejets basaux, de plants issus de tubercules ligneux (lignotubers),
- dont l'origine est tirée de drageons, de marcottes terrestres, de stolons et de rhizomes, voire dans certains cas en forêt humide de boutures de feuilles ou de bouts de branches tombés sur un sol frais.

Il faudra sans doute entreprendre des études s'étalant sur plusieurs années afin de déterminer si ces plants sont autonomes ou coloniaux, et si cette extension du couvert ligneux ne vise qu'à accroître l'aptitude photosynthétique d'une espèce (ou d'un clone) ou à la régénérer. Il sera utile d'étudier l'action de certains stress sur la plante. Leur étude pourrait permettre de déduire des méthodes simples et peu onéreuses de régénération. D'autres études sur les espèces si possible fixatrices d'azote à haut potentiel drageonnant ou marcottant devront être menées en induisant ces phénomènes par sevrage brutal avec l'arbre-mère : coupe nette de la racine ou de la branche et suivi des deux

segments (déconnectés ou non de l'arbre-mère) et du devenir du drageon ou de la marcotte, que ce soit en terme de phytomasse racinaire, de survie et de production ligneuse aérienne. Des essais de bouturage de segments de racine, en pépinière mais aussi directement en champ, sont prioritaires.

Dans le domaine de la reproduction sexuée et de la multiplication et propagation végétatives, ces connaissances devront être transmises aux populations, mais avant tout aux agents de l'Administration forestière. Après une étape de médiations et négociations, une fois le plan d'aménagement accepté par tous, les forestiers doivent rester les principaux acteurs et favoriser la régénération sous toutes ses formes.

### Bibliographie

- Alexandre D-Y., 1993. Amélioration des jachères en zone de savane : l'expérience de reforestation des friches du Nazinon, pp. 395-403. In : Atelier international, 2-5 décembre 1991, La jachère en Afrique de l'Ouest (C. Floret et G. Serpantié, Eds), Montpellier, ORSTOM, 494 p.
- Alexandre D-Y., 2002. Initiation à l'agroforesterie en zone sahélienne. Les arbres des champs du Plateau Central au Burkina Faso. IRD Editions et Karthala, Paris, 220 p.
- Anderson J., 1994. A general overview of the accomplishments of the Special Technical Unit of OAPF over the period January 1988 – April 1994. Ministry of Rural Development and Environment, Forest Service, Opération Aménagement Production Forêt (OAPF), 30 p.
- Arbonnier M., 1990. Etude d'une savane graminéenne et forestière en vue de son aménagement à partir du cas de Koupentoum (Sénégal). Thèse Université de Nancy I, 105 p.
- Arbonnier M., Faye B., 1988. Etude de la forêt classée de Koupentoum (fascicule 1). Projet d'Aménagement et de Reboisement des Forêts du Centre Est (PARCE), Min. Prot. Nat., Dakar, 62 p.
- Aubréville A., 1938. La forêt coloniale. Les forêts de l'Afrique Occidentale Française. Académie des Sciences Coloniales. Annales, tome IX, 244 p. + ann.
- Aubréville A., 1950. Flore forestière soudano-guinéenne : A.O.F. – Cameroun – A.E.F. Soc. d'Ed. Géogr., Marit. et Col., Paris, 523 p.
- Audru J. 1977. Les ligneux et subligneux des parcours naturels soudano-guinéens en Côte d'Ivoire. Leur importance et les principes d'aménagement et de restauration des pâturages. Institut d'Élevage et de Médecine Vétérinaire Tropicale, Maisons-Alfort, France, 268 p.
- Ba A.T., Sambou B., Ervik F., Goudiaby A., Camara C., Diallo D., 1997. Végétation et flore : Parc Transfrontalier Niokolo Badiar. Institut des Sciences de l'Environnement, Dakar, 157 p.
- Bationo B.A., 1994. Etude des potentialités agroforestières de la multiplication et des usages de *Guiera senegalensis* J.F. Gmel. Mémoire Ingénieur, Université de Ouagadougou (Burkina Faso), 74 p. + ann.
- Bationo B.A., 1996. Etude de la régénération séminale des ligneux dans les jachères de Sobaka (Forêt classée de Nazinon, Burkina Faso). DEA, Université de Ouagadougou, 62 p.
- Bationo B.A., 2002. Régénération naturelle et fonctionnement de cinq espèces de la forêt classée du Nazinon (Burkina Faso) : *Detarium microcarpum* Guill. et Perr., *Azadirachta indica* Sm., *Isoblerlinia doka* Craib. et Stapf., *Piliostigma thonningii* (Sch.) Miln. Redh. et *Terminalia avicennioides* Guill. et Perr. Thèse, Université de Ouagadougou (Burkina Faso), 166 p. + ann.
- Bationo B.A., Ouedraogo S.J., Guinko S., 2001. Stratégies de régénération naturelle de *Detarium microcarpum* Guill. et Perr. dans la forêt classée de Nazinon (Burkina Faso). Fruits, Paris, 56, 4, 271-285.
- Bationo B.A., Yelemou B., Ouedraogo S.J., 2004. Le neem (*Azadirachta indica* A. Juss.), une espèce exotique adoptée par les paysans du centre-ouest du Burkina Faso. Bois et Forêts des Tropiques, 282, 5-9.
- Bationo B.A., Karim S., Bellefontaine R., Saadou M., Guinko S., Ichaou A., 2005. Le marcottage par couchage et buttage de la partie apicale des branches, technique économique de régénération de certains ligneux tropicaux. « Sécheresse – revue électronique », n° 3.

- [http://www.secheresse.info/article.php?id\\_article=2342](http://www.secheresse.info/article.php?id_article=2342) [consulté le 10 février 2006].
- Baumer M., 1983. Emsar Phase II – Notes on trees and shrubs in arid and semi-arid regions. FAO, Rome, 270 p.
- Bellefontaine R., 1997. Synthèse des espèces des domaines sahélien et soudanien qui se multiplient naturellement par voie végétative, pp. 95-104. In : Actes de l'Atelier « Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sahéliens », Niamey, nov. 1995 (J.M. d'Herbès, J.M.K. Ambouta, R. Peltier, Eds), ORSTOM – CIRAD – Ministère de l'Agriculture, Niamey. Ed. John Libbey Eurotext, Paris, 274 p.
- Bellefontaine R., 1999. Aménagement forestier et conservation de la diversité génétique : exemple basé sur la régénération des brousses tigrées, pp. 107-113. In : Actes du premier atelier régional de formation sur la conservation et l'utilisation durable des ressources génétiques en Afrique de l'Ouest, Afrique Centrale et Madagascar, 16-27 mars 1998, "Vers une approche régionale des ressources génétiques forestières en Afrique sub-saharienne", A.S. Ouedraogo et J.M. Boffa, éditeurs. Centre National de Semences Forestières, Ouagadougou, Burkina Faso et IPGRI (International Plant Genetic Resources Institute), Rome, 299 p.
- Bellefontaine R., 2002. Pourquoi ne pas plus exploiter l'aptitude à drageonner et à marcotter de certains ligneux des zones tropicales sèches? *Sénélysyla* (Dakar) 31, 12-23.
- Bellefontaine R., 2005. Pour de nombreux ligneux, la reproduction sexuée n'est pas la seule voie : analyse de 875 cas - Texte introductif, tableau et bibliographie. « Sécheresse - revue électronique », n° 3. [http://www.secheresse.info/article.php?id\\_article=2344](http://www.secheresse.info/article.php?id_article=2344) [consulté le 10 février 2006]
- Bellefontaine R., Molina A., 2003. Natural layering and root suckering (Slides-48- presentation). Site internet : <http://www.etfrn.org/etfrn/workshop/degradedlands/index.html> [consulté le 10 février 2006].
- Bellefontaine R., Edelin C., Ichaou A., du Laurens D., Monsarrat A., Loqui C., 2000-a. Le drageonnage, alternative aux semis et aux plantations de ligneux dans les zones semi-arides : protocole de recherches. *Sécheresse* 4, 11, 221-226.
- Bellefontaine R., Gaston A., Petrucci Y., 2000-b. Management of natural forests of dry tropical zones. FAO Conservation Guide, n° 32, FAO Rome, 318 p.
- Bellefontaine R., Petit S., Pain-Orcet M., Deleporte Ph., Bertault J.G., 2002. Trees outside forests. Towards better awareness. FAO Conservation Guide n° 35, Rome, 2002, 234 p.
- Bellefontaine R., Bouhari A., Edelin C., Coates-Palgrave M., Sabir M., 2003. Plaidoyer pour le drageonnage et le marcottage en zone tropicale sèche et méditerranéenne : à certains moments de l'année, dans certains sites, et avec certaines espèces ! Atelier international VITRI / ETFRN / IUFRO –SPDC "Trees, Agroforestry and Climate change in Dryland Africa (TACCDA)", Hyttialä, Finlande, 29 Juin - 4 Juillet 2003, 18 pages. Edité fin 2004 par l'ETFRN. <http://www.etfrn.org/etfrn/workshop/degradedlands/index.html> [consulté le 10 février 2006].
- Bellefontaine R., Sabir M., Kokou K., Guinko S., Saadou M., Ichaou A., Hatem C., Bationo B. A., Dourma M., Karim S., 2005. Argumentaire pour l'étude et l'utilisation des marcottes et drageons dans les pays à faible couvert ligneux. « Sécheresse - revue électronique », n° 3. [http://www.secheresse.info/article.php?id\\_article=2343](http://www.secheresse.info/article.php?id_article=2343) [consulté le 10 février 2006].
- Bernard C., Oualbadet M., Ouattara N., Peltier R., 1995. Parcs agroforestiers dans un terroir soudanien. Cas du village de Doléhaka au nord de la Côte d'Ivoire. *Bois et Forêts des Tropiques*, 244, 25-42.
- Bertrand A., Montagne P., Karsenty A., 2006. L'Etat et la gestion locale durable des forêts tropicales. CIRAD, Montpellier, 250 p.
- Bertrand A., Babin D., Nasi R., 1999. L'adaptation de l'aménagement forestier à des situations diverses. *Bois et Forêts des Tropiques*, (261) : 39-49.
- Bimbaum P., 2004. Biodiversité et phytogéographie : le cas des formations ligneuses du Mali. Conférence de l'Institut Polytechnique Rural (IPR) de Katibougou, Mali, 45 p.
- Björkdahl G., Camara A.A., 2003. Régénération, croissance et productivité de *Combretum glutinosum* après exploitation de peuplements naturels au Sénégal oriental, pp. 93-101. In : Aménagement intégré des forêts naturelles des zones tropicales sèches de l'Afrique de l'Ouest, Ouagadougou, 16-20 nov 1998. CNRST Ouagadougou, 309 p.
- Blaffart H., 1990. Etude de la régénération de la savane arborée dense en relation avec l'alimentation en bois de feu de Ouagadougou (Burkina Faso). Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique), ~ 100 p.
- Blanc P., 2003. Etre plante à l'ombre des forêts tropicales. Nathan, 432 p.
- Bonkougou E.G., 1987. Monographie du Karité, *Butyrospermum paradoxum* (Gaertn. F.) Hepper, espèce agroforestière à usages multiples. Institut de Recherche en Biologie et Ecologie Tropicale (IRBET), Ouagadougou, 69 p.
- Booth F.E.M., Wickens G.E., 1988. Non-timber uses of selected arid zone trees and shrubs in Africa. *Fao Conservation Guide*, 19, 176 p.
- BOSTID (Board of Science and Technology for International Development), 1992. *Neem – A Tree For Solving Global Problems*. National Academy Press, Washington D.C., 141 p.
- Boudy P., 1950. Economie forestière nord-africaine. Tome deuxième : Monographies et traitements des essences forestières – Fascicule I et fascicule II. Editions Larose, Paris, 878 p.
- Catinot R., 1992. Projet d'élaboration du Plan d'Action Forestier au Niger. Rapport sur la recherche forestière et ses perspectives. FAO, Rome 1992, 65 p.
- Catinot R., 1994. Aménager les savanes boisées africaines - un tel objectif semble désormais à notre portée. *Bois et Forêts des Tropiques*, 241, 53-69.
- César J., 1977. Essais de lutte chimique contre les ligneux en savane, Côte d'Ivoire (1975-1976). *Rev. Elev. Méd. Vét. Pays Trop.*, 30, 1, 85-99.
- Chevallier M.H., 2003. Rapport de mission en Algérie (6-10 octobre 2003). CIRAD-forêt, Montpellier, 5 p.
- CIRAD-forêt, 1989. *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev., caractères sylvicoles et méthodes de plantation. *Bois et Forêts des Tropiques*, 222, 55-69.
- CIRAD-forêt, 1996. Les parcs à *Faidherbia*. CIRAD, Cahiers scientifiques, n° 12, 312 p.
- Catinot R., 1994. Aménager les savanes boisées africaines - un tel objectif semble désormais à notre portée. *Bois et Forêts des Tropiques*, 241, 53-69.
- Clair-Maczulajty D., 1985. Quelques aspects de la biologie de l'*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Etude de la double stratégie de reproduction par graines et par drageonnement en relation avec les métabolites de réserve. Thèse Université Paris VII, 441 p. + ann.
- Clanet J.C., Gillet H., 1980. *Commiphora africana*, browse tree of the Sahel, pp. 443-445. In : *Browse in Africa – The current state of knowledge*, (H.N. Le Houérou, Ed). International Livestock Centre for Africa, POB 5689, Addis Ababa, Ethiopie, 491 p.
- Coates-Palgrave M., 1998. Regeneration in Indigenous Woodland – The Myth of the Seed. *Plantlife* 18, March 1998, 30-32.
- Couteron P., 1998. Relations spatiales entre individus et structure d'ensemble dans des peuplements ligneux soudano-sahéliens au nord-ouest du Burkina Faso. Thèse Université Paul Sabatier, Toulouse III, 246 p.
- Cuny P., Sanogo S., Sommer N., 1997. Arbres du domaine soudanien. Leurs usages et leur multiplication. Institut d'Economie Rurale, CRRRA-Sikasso, Sikasso, Mali et Intercoopération, Berne, Suisse, 122 p.
- Dalziel J.M., 1937. *The useful plants of West Tropical Africa*. London, Crown Agents.
- Danthu P., 1992. Vegetative Propagation of Adult *Faidherbia albida* by Branch and Root Cuttings, pp. 87-90. In: *Faidherbia albida in the West African semi-arid tropics. Proceedings of a Workshop, 22-26 April 1991*, Niamey, Niger (Vanderbeldt R.J., Ed.), ICRAF, Nairobi, 206 p.
- Deiller A.F., Walter J.M.N., Trémolières M., 2003. Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. *Forest Ecology and Management*, 180, 215-222.
- Del Tredici P., 2001. Sprouting in Temperate Trees: a Morphological and Ecological Review. *Botanical Review*, 67, 2, 121-140.
- Depommier D., 1996. Structure, dynamique et fonctionnement des parcs à *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. - Caractérisation et incidence des facteurs biophysiques et anthropiques sur l'aménagement et le devenir des parcs de Dossi et de Watinoma, Burkina faso. Thèse de Doctorat, Université P. et M. Curie, Paris VI, Vol. 1, 541 p.
- Depommier D., Nouvellet Y., 1992 - Rapport annuel d'activités. Campagne 1991-1992. IRBET (Ouagadougou) - CIRAD-forêt (Nogent-sur-Maine), 132 p.+ ann.
- d'Herbès J.M., Ambouta J.M.K., Peltier R., 1997. Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sahéliens. John Libbey Eurotext Ed., Paris, 274 p.



- Diallo A., 1987. Données sur l'aménagement des formations ligneuses naturelles au Mali avec référence particulière aux Combretacées. Mémoire d'Ingénieur E.F., Sikasso, Mali, 55 p.
- Diatta M., Matty F. 1993. Dynamique de la végétation ligneuse sur d'anciennes terres de culture sur cuirasse au Sénégal, pp. 307-318. In : Atelier international Montpellier, 2-5 déc 1991, La jachère en Afrique de l'Ouest (C. Floret, G. Serpantié, Eds). ORSTOM, Paris, 494 p.
- Dommergues Y., Duhoux E., Diem H.G., 1999. Les arbres fixateurs d'azote. Caractéristiques fondamentales et rôle dans l'aménagement des écosystèmes méditerranéens et tropicaux, avec référence particulière aux zones subhumides et arides. Editeur CIRAD-Montpellier, Ed. Espaces 34, FAO, IRD, 499 p.
- Dourma M., 2003. Régénération naturelle d' *Isobertia* spp. (Caesalpiniaceae) en zone soudanienne du Togo. DEA, Université de Lomé, Togo, 50 p.
- Dourma M., Guelly AK, Kokou K, Batawila K, Bellefontaine R, Akpagana K., 2003. Régénération sexuée et asexuée de deux espèces d'*Isobertia* au Togo. Mémoire volontaire, XII Congrès Forestier Mondial, Montréal, sept. 2003, 8 p.
- Dourma M., Guelly K.A., Kokou K., Batawila K., Wala K., Bellefontaine R., Akpagana K., 2006. Importance de la multiplication végétative par drageonnage de deux espèces d'*Isobertia* dans les formations soudanaises du Nord-Togo. Bois et Forêts des Tropiques, n° 289, 3<sup>ème</sup> trimestre 2006.
- FAO, 1982. Essences forestières fruitières et alimentaires. 1/ Exemples d'Afrique. Etude FAO-Forêts, 44, 174 p.
- FAO, 1984. Essences fruitières forestières. Fiches techniques. Etude FAO, Forêts, 34, 201 p.
- Geary TF., 1981. Casuarinas in Florida (USA) and some Caribbean Islands, pp. 107-109. In: Casuarina Ecology, Management and Utilization, Proceedings of an International Workshop, Canberra, 17-21 Aug. 1981. Midgley S.J., Turnbull J.W., Johnston R.D., Eds., CSIRO.
- Giffard P.L., 1974. L'arbre dans le paysage sénégalais. Sylviculture en zone tropicale sèche. GERDAT – CTFT, Dakar et Nogent sur Marne, 220 p.
- Goel V.L., Behl H.M., 1992. Species selection and vegetative propagation for fuelwood plantations on sodic soils, pp. 349-360. In: Proceedings: Mass production technology for genetically improved fast growing forest tree species, AFOCEL, 14-18 septembre 1992. Association Forêt Cellulose, Nangis, France.
- Hall J.B., Walker D.H., 1991. *Balanites aegyptiaca*: a monograph. School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, Bangor, 65 p.
- Hall J.B., Aebischer D.P., Tomlinson H.F., Osei-Amaning E., Hindle J.R., 1996. *Vitellaria paradoxa*: a monograph. School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, Bangor, 105 p.
- Hall J.B., Tomlinson H.F., Oni P.I., Buchy M., Aebischer D.P. 1997. *Parkia biglobosa*: a monograph. School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, Bangor, 107 p.
- Hallé F., 1999. Eloge de la plante. Pour une nouvelle biologie. Editions du Seuil, 341 p.
- Hallé F., 2005. Plaidoyer pour l'arbre. Actes Sud, 213 p.
- Harivel A., 2004. Etude préalable à l'aménagement de la forêt villageoise de Dioroum. Evaluation de la régénération de huit espèces ligneuses en région sahélo-soudanienne : induction du drageonnage, bouturage de segments de racine, marcottage aérien (Burkina Faso). Mémoire de DESS, Paris XII, 74 p. + ann.
- Harivel A., Bellefontaine R., Boly O., 2006. Essais de multiplication végétative à faible coût de huit espèces forestières au Burkina Faso. Bois et Forêts des Tropiques, n° 287(1er trimestre 2006).
- Hasnaoui B., 1991. Régénération naturelle par rejets de souche et par drageonnement d'une subéraie dans le Nord-Ouest de la Tunisie. *Ecologia Mediterranea*, 17, 79-87.
- Hines D.A., Eckman K., 1993. Indigenous multipurpose trees of Tanzania: Uses and economic benefits for people. Cultural Survival Canada and Development Services Foundations of Tanzania, imprimé en Ottawa, Ontario, Canada (env. 150 p.), disponible sur <http://www.fao.org/docrep/x5327e00.htm> [consulté le 10 février 2006].
- Huenneke L.F., Vitousek P.M., 1990. Seedling and Clonal Recruitment of the Invasive Tree *Psidium cattleianum*: Implications for Management of Native Hawaiian Forests. *Biological Conservation*, 53, 199-211.
- Ichaou A. 2000. Dynamique et productivité des structures forestières contractées des plateaux de l'Ouest nigérien. Thèse en Ecologie végétale tropicale, Université P. Sabatier, Toulouse, 230 p.
- ICRAF, 1992. A selection of useful trees and shrubs for Kenya. Icrif, Nairobi, 226 p.
- IDEFOR et CIRAD-forêt, 1993. Rapport annuel de l'antenne de Korhogo, Min. Enseign. Sup. et Rech. Sc., Côte d'Ivoire, 67 p + ann.
- Jacomon M., 1984. Guide de dendrologie. Tome 2 – Les feuillus. Ed ENGREF, Nancy, 256 p.
- Jacq F., Hladik A., Bellefontaine R., 2005. Dynamique d'un arbre introduit à Mayotte, *Litsea glutinosa* (Lauraceae) : une espèce envahissante ? *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 60, 21-32.
- Kabore C., 2002. Aménagement des forêts du Sahel. Point sur les vingt années de pratiques au Burkina Faso. Direction Générale des Eaux et Forêts, Cellule Stratégie et Méthode, CSM/DGEF, Ouagadougou, 139 p.
- Karim S., 2001. Contribution à l'étude de la régénération par multiplication végétative naturelle de deux combretacées dans l'ouest du Niger (*Combretum micranthum* G. Don et *Guiera senegalensis* J.F. Gmel) : conséquences pour une gestion sylvopastorale. DEA, Univ. Ouagadougou, 58 p.
- Karschon R., 1976. Clonal growth patterns of *Acacia albida* Del. Bulletin of the International Group for Study of Mimosoideae, 1976, 4, 28-30.
- Kelly B.A., 1995. Régime de taillis-sous-futaie dans la forêt classée de Farako (résultats après cinq années de suivi). Institut d'Economie Rurale, Centre Régional de Recherche Agronomique de Sikasso, note technique n° 19, 18 p.
- Kelly B.A., Diallo O.I., 1992. Evaluation de la faculté de rejeter des essences locales dans la zone humide au sud du Mali (Sikasso) – Premiers résultats. Ministère du Développement Rural et de l'Environnement, Institut d'Economie Rurale, CRRAS, Station Forestière de Sikasso, note technique OARS n° 13, 11 p.
- Kerharo J., Adam J.G., 1974. La pharmacopée sénégalaise traditionnelle. Plantes médicinales et toxiques. Ed. Vigot Frères, Paris, 1011 p.
- Letouzey R., 1968. Etude phytogéographique du Cameroun. Ed. P. Lechevalier, Paris, 508 p.
- Lieutaghi P., 2004. Le livre des Arbres, Arbustes et Arbrisseaux. Actes Sud, France, 1322 p.
- Little E.L. Jr., 1984. Common Fuelwood Crops. A handbook for their Identification. Communitex Associates, Morgantown, West Virginia, USA, 354 p.
- Louppe D., 2001. *Isobertia doka* : une essence méconnue et abondante pour une production durable de bois d'oeuvre en forêts claires soudano-guinéennes. Poster. In: The role of research IUFRO World Congress. Aug. 2000, 7-12, Kuala Lumpur, Malaisie. Division 1-Silviculture. CD-ROM - IUFRO, Vienne, Autriche.
- Madon G., 2005. Transfert de compétences, solidarités territoriales et participation effective, des clés pour la gestion durable des ressources forestières tropicales. In : Bertrand A., Montagne P., Karsenty A. (Eds). L'Etat et la gestion locale durable des forêts tropicales. CIRAD, Montpellier, ~ 250 p.
- Manaute J., 1996. Etude de l'influence du feu et du pâturage sur la régénération par rejets de souche d'un peuplement naturel exploité en coupe sélective dans le centre ouest du Burkina Faso. Résultats préliminaires à trois ans de suivis. CNRST-IRBET Ouagadougou, ENGREF, CIRAD-forêt, 64 p.
- Marcar N., Crawford D., Leppert P., Jovanovic T., Floyd R., Farrow R., 1995. Trees for Saltland. A guide to selecting native species for Australia. CSIRO, ACT, 72 p.
- Métro A., Sauvage C., 1955. Flore des végétaux ligneux de la Mamora. Imprimerie M. Bon, Casablanca, 498 p.
- Ministère de l'Agriculture et de la Réforme Agraire, 1978. Guide pratique du reboiseur au Maroc. Direction des Eaux et Forêts et de la Conservation des Sols, Imprimerie Agdal-Maghreb, Rabat, 375 p.
- Mitja D., 1992. Influence de la culture itinérante sur la végétation d'une savane humide de Côte d'Ivoire (Booro-Borotou – Touba). Collection Etudes et Thèses. Orstom, Paris, 270 p.
- Mitja D., Puig H., 1993. Essartage, culture itinérante et reconstitution de la végétation dans les jachères en savane humide de Côte d'Ivoire (Booro-Borotou, Touba), pp.377-392. In : Atelier international, 2-5 déc 1991, La jachère en Afrique de l'Ouest (C. Floret et G. Serpantié, Eds). Montpellier, ORSTOM, 494 p.

- Monnier Y., 1968. Les effets des feux de brousse sur une savane pré-forestière de Côte d'Ivoire. IX Etudes Eburnéennes, Min. Educ. Nat. Côte d'Ivoire, 260 p.
- Monnier Y., 1990. La poussière et la cendre. Paysages, dynamique des formations végétales et stratégies des sociétés en Afrique de l'Ouest. Min. Coopération et Agence de Coopération Culturelle et Technique, Paris, (2<sup>e</sup> édition), 264 p.
- National Academy of Sciences (Nat. Ac. Sc.), 1980. Firewood Crops-Shrub and Tree Species for Energy Production. Washington, USA, NAS., 237 p.
- National Academy Press (Nat. Ac. Pr.), 1983. Firewood Crops-Shrub and Tree Species for Energy Production, volume 2. Washington, USA, NAP, 92 p.
- Noubissié-Tchiagam J.B., Bellefontaine R. 2005. Pour une meilleure gestion des forêts communautaires. Appui à l'étude des diverses formes de régénération, pp. 245-254. In: Gouvernance et partenariat multi-acteurs en vue d'une gestion durable des écosystèmes forestiers d'Afrique Centrale. Actes de la 5<sup>ème</sup> Conférence sur les Ecosystèmes de Forêts Denses et Humides d'Afrique Centrale (CEFDHAC), Yaoundé, 24-26 mai 2004. UICN Cameroun, 2005, 429 p.
- Nouvellet Y., 1992. Evolution d'un taillis de formation naturelle en zone soudanienne du Burkina Faso. Thèse Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 356 p.
- Nsibi R., Souayah N., Khouja M.L., Khaldi A., Rejeb M.N., Bouzid S., 2003. Le drageonnement expérimental du chêne-liège (*Quercus suber* L., Fagaceae). Effets de l'âge et des conditions de culture. *Geo-Eco-Trop*, 27, 1-2 : 29-32.
- Ouattara N., Louppe D., 2003. Influence du pâturage sur la dynamique de la végétation ligneuse en nord Côte d'Ivoire, pp. 221- 230. In : Aménagement intégré des forêts naturelles des zones tropicales sèches de l'Afrique de l'Ouest, Ouagadougou, 16-20 nov 1998. CNRST Ouagadougou, 309 p.
- Oyen L.P.A., Lemmens R.H.M.J., 2002. Ressources végétales de l'Afrique tropicale. Précurseur. Programme PROTA, Wageningen, Pays Bas, 206 p.
- Paba Salé D.L., 2004. Contribution à l'étude de la propagation végétative naturelle en zone soudano-guinéenne du Cameroun : caractérisation du drageonnage d'*Albizia zygia* et *Allophylus africanus* dans la localité de Dang (Ngaoundéré). Mémoire de Maîtrise, Biologie et Physiologie Végétales, Fac. Sc., Univ. Ngaoundéré, Cameroun, 24 p.
- Parkan J., Benembarek M., Meijer J.J., 1988. Aménagement forestier et reboisement villageois de Koulikoro. Inventaire en éléments d'aménagement forestiers des massifs de Woro et de Dialakoro. Ministère de l'Environnement et de l'Elevage, Mali et FAO-FO : GCP/MLI/019/NET, document de travail 9, 61 p.
- Peyre S., 1999. Une situation nouvelle pour la suberaie catalane. Association Forêt Méditerranéenne, La feuille et l'aiguille, n° 31.
- Poupon H., 1980. Structure et dynamique de la strate ligneuse d'une steppe sahélienne au nord du Sénégal. Travaux et documents de l'ORSTOM, Paris, 351 p.
- Projet CSFD, 2004. Impact des pratiques humaines sur la conservation et la gestion in situ des ressources génétiques forestières : cas d'*Acacia tortilis* et de *Balanites aegyptiaca*. Projet CSFD 57. Comité Scientifique Français de la Désertification, Agropolis, Montpellier et CIRAD-forêt Montpellier, 68 p.
- Ragone D., 1997. Breadfruit *Artocarpus altilis* (Parkinson) Fosberg. Ed. IPGRI, Rome, 72 p.
- Rao H.S., 1953. Vegetative propagation and forest tree improvement. *Indian Forester*, 79, 3, 176-183.
- Rees W.A., 1974. Bush Sucker Control in Miombo Woodland in Zambia. *East African Agriculture and Forestry Journal*, July 1974, 44-49.
- Roulette G., 1987. Recherche de peuplements à graines d'espèces ligneuses locales en zone aride : Niger, Département de Niamey et de Dosso. Mémoire Ingénieur Agronome, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 72 p. + ann.
- Roussel C., 2002. De la biodiversité arborée au sein de terroirs de la zone semi-aride ouest-africaine. Cas des parcs agroforestiers du village de M'Pébougou Sokala (région de Ségou, Mali). Mémoire DESS Paris XII, 72 p. + ann.
- Salle G., Boussim J., Raynal-Roques A., Brunck F., 1991. Le karité : état de nos connaissances et perspectives de recherche, pp. 427-439. In : Physiologie des arbres et arbustes en zones arides et semi-arides, (A. Riedacker, E. Dreyer, C. Pafadnam, H. Joly, G. Bory, Eds). John Libbey, Paris.
- Searle S.D., 1989. Seed Collections of Lesser-Known Trees and Shrubs in Queensland, Australia, pp. 27-34. In: *Trees for the Tropics. Growing Australian Multipurpose Trees and Shrubs in Developing Countries*. J. Boland, Ed., ACIAR, 247 p.
- Sillans R., 1958. Les savanes de l'Afrique centrale. Ed. P. Lechevalier, Paris, 423 p.
- Sosef M.S.M., Hong L.T., Prawirohatmodjo S. (Ed.), 1998. Plant Resources of South-East Asia, n° 5 (3) Timber trees: Lesser-known timbers. PROSEA Project, Backhuys Publishers, Leiden, Pays Bas, 860 p.
- Szolnoki T.W., 1985. Food and Fruit Trees of the Gambia. Ed. Stiftung Walderhaltung in Afrika and Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg, 132 p.
- Teklehaimanot Z., Tomlinson H., Ngandwe M., Nikiema A., 2000. Field and in vitro methods of propagation of the African locust bean tree [*Parkia biglobosa* (Jacq.) Benth.]. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 75, 1, 42-49.
- Terrible M., 1984. Essai sur l'écologie et la sociologie d'arbres et arbustes de Haute-Volta. Librairie de la Savane, Bobo-Dioulasso, 257 p.
- Thies E., 1995. Principaux ligneux (agro-)forestiers de la Guinée. Zone de transition. *Schriftenreihe der GTZ*, n° 253, 544 p.
- Thirawat S., 1953. Note on *Casuarina junghuhniana* with special reference to its experimental introduction into India. *Indian Forester*, 12, 636-640.
- Tolkamp G.W., 1993. Le marcottage d'*Acacia albida*, *Anogeissus leiocarpus*, *Khaya senegalensis* et *Ziziphus mauritiana*. Centre National de Semences Forestières, Ouagadougou, note interne n° 5, 6 p.
- Traore M. B., 1990. Contribution à l'étude de la biologie et de l'écologie d'*Acacia albida* Del. (*Faidherbia albida* A. Chev.). Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, fascicule 1 : texte, 199 p., fascicule 2 : photographies.
- Troup R.S., 1921. The silviculture of Indian trees. Oxford Clarendon Press, 3 vol., 1195 p.
- Tuite P., Gardiner J.J., 1994. The persistence of Miombo tree and shrub species in land under continuous cultivation in Tanzania. *International Tree Crops Journal*, 8, 13-26.
- Tybirk K., 1991. Régénération des légumineuses ligneuses du Sahel. AAU reports 28, Botanical Institute Aarhus University, Denmark, 86 p.
- Van Den Abeel M., Vandempur R., 1951. Les principales cultures du Congo Belge. Min. des Colonies, Belgique, 605 p.
- Vivien J., Faure J.J., 1996. Fruitières sauvages d'Afrique (espèces du Cameroun). Ministère Français de la Coopération, Paris et CTA, Wageningen, 416 p.
- von Maydell H.J., 1983. Arbres et arbustes du Sahel. Leurs caractéristiques et leurs utilisations. *GTZ*, 531 p.
- Vuattoux R., 1972. Quelques observations en savane non brûlée. *Bulletin de liaison des chercheurs de Lamto, Côte d'Ivoire*, juillet 1972, 23—25.
- Watkins G., 1960. Trees and Shrubs for Planting in Tanganyika. Ed. Government Printer, Dar es Salaam, 158 p.
- Yahya A., Durand B., 1991. Le Yeheb : un arbuste aux multiples usages en forte régression. pp. 458-463. In : Physiologie des Arbres et Arbustes en zones arides et semi-arides. Groupe d'Etude de l'Arbre, Paris et Observatoire du Sahara et du Sahel. John Libbey Eurotext, Paris.
- Yossi H., Demebe F., 1993. Dynamique de la végétation ligneuse post-culturale en zone soudanienne au Mali. Evolution de la composition floristique et de la strate ligneuse, pp. 341-350. In : Atelier international, 2-5 déc 1991, La jachère en Afrique de l'Ouest (C. Floret et G. Serpantié, Eds). Montpellier, ORSTOM, 494 p.
- Yossi H., Demebe F., Kareme M., 1996. Dynamique de la végétation ligneuse post-culturale en zone soudanienne au Mali. Conséquences pour l'amélioration et la gestion de la jachère, pp. 19-31. In : La jachère, lieu de production. Séminaire d'amélioration et de gestion de la jachère en Afrique de l'Ouest - Projet 7 ACP RPR 269. CNRST (Ouagadougou) et ORSTOM Montpellier, 144 p.
- Zerbo J., 1987. Culture du karité - *Butyrospermum paradoxum* (Gaertner) Hepper. Séminaire national sur les essences forestières locales, Ouagadougou, 6-10 juillet 1987. Min. Ens. Sup. et Rech. Sc., IRBET, Ouagadougou, novembre 1987.

## LES ROUTES FORESTIÈRES AU QUÉBEC: Les impacts environnementaux, sociaux et économiques

Laurence Bourgeois<sup>1</sup>, UQAM, Daniel Kneeshaw<sup>1</sup> et Gaétane Boisseau<sup>2</sup>, <sup>1</sup>Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire (GREFi), Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal, UQAM, C.P. 8888, succursale Centre-Ville, Montréal, QC H3C 3P8, Canada. Courriels: [laurencebourgeois@hotmail.com](mailto:laurencebourgeois@hotmail.com) / [bourgeois.laurence@courrier.uqam.ca](mailto:bourgeois.laurence@courrier.uqam.ca) / [kneeshaw.daniel@uqam.ca](mailto:kneeshaw.daniel@uqam.ca), <sup>2</sup>WWF Canada, courriel: [gboisseau@wwfcanada.org](mailto:gboisseau@wwfcanada.org)

---

**Résumé :** Au Québec, le nombre de kilomètres de routes forestières construites chaque année ne cesse d'augmenter. Les facteurs tant écologiques que socio-économiques, liés à cette construction effrénée de routes sont déjà abordés aux États-Unis et dans d'autres provinces canadiennes, mais très peu considérés au Québec. Nous évaluons ici l'ensemble des effets dans un contexte québécois et proposons des pistes de solutions à l'approche utilisée aujourd'hui. Sur le plan écologique, les effets sont principalement la destruction et la fragmentation des habitats, la mortalité due aux collisions avec les véhicules, la modification du comportement animal, l'altération de l'environnement physique et chimique, la propagation d'espèces exotiques et l'utilisation anthropique croissante du territoire. De plus, le développement rapide du réseau routier dans des régions éloignées élimine les opportunités de protéger des territoires intacts et des forêts vierges. Du point de vue socio-économique, les intérêts économiques liés à l'industrie forestière sont pratiquement les seuls pris en compte. Le vaste réseau de chemins forestiers rend accessible tous les territoires, créant parfois des conflits avec les autres utilisateurs du milieu et rendant plus difficile la gestion des ressources fauniques. Le maintien des valeurs culturelles, notamment pour les communautés autochtones, est également un enjeu. Au plan strictement économique, il faut intégrer les externalités dans les coûts et avantages liés à l'utilisation du territoire et de ses ressources, afin de faire des choix objectifs et éclairés quant à la meilleure utilisation qui soit aux plans écologique, économique, social et culturel. Cela inclut notamment la prise en compte des fonctions écologiques du territoire et les retombées économiques à long terme, liées au récréotourisme. Parmi les solutions suggérées, il apparaît tout d'abord impératif de diminuer la construction de routes et de protéger de vastes territoires encore intacts. Pour ce qui est du réseau routier déjà existant, différentes mesures sont proposées afin d'atténuer les impacts : fermer et reboiser certaines routes, limiter l'accès, ériger certaines structures afin de permettre à la faune de traverser les routes indispensables et d'assurer la connectivité des habitats. Parallèlement à ces initiatives, des programmes de recherche et d'éducation devraient être entrepris. En outre, des modifications aux lois existantes sont requises, tout comme l'élaboration de politiques ou de stratégies gouvernementales visant spécifiquement la gestion durable des réseaux routiers. Le Québec est en retard. Il doit changer d'approche dans sa gestion du réseau routier et prendre des mesures appropriées en s'inspirant des stratégies adoptées ailleurs.

**Mots-clés :** aire sans routes, altération de l'habitat, biodiversité, chemin forestier, forêt intacte, fragmentation, impacts des routes, véhicules hors-routes, routes.

**Abstract :** In Quebec, the kilometers of forest roads built per year are consistently increasing despite the fact that they have important ecological and socio-economic impacts. While such factors are being considered in the United States and other Canadian provinces, they remain ignored in Quebec. It is thus our goal to evaluate the effects of roads within a context applicable to Quebec and propose a series of solutions to those approaches used today. On an ecological scale, the effects of roads include the destruction and fragmentation of habitat, mortality due to vehicle collisions, animal behavioural changes, physical and chemical environmental changes, introduction of exotic species, and increased human access to the territory. Furthermore, opportunities for conservation are rendered difficult due to the rapid development of forest routes and the access they grant to intact, remote and unexploited territories. From a socio-economic perspective, the effects of roads are currently considered primarily for the economic interests of the government and forest industries. However, the vastness of the forest road network increases accessibility and can therefore create conflicts between various user groups thus complicating the management of forest resources. Cultural values, especially those of the indigenous communities are also at stake. From an economics point of view, it is important to integrate external costs and advantages tied to the various user groups in the territory and its resources in order to objectively and fairly assess priority activities whether they are ecologically, socially or culturally based. This would notably include the ecological role of the territory and the economic costs associated with the long term advantages of recreotourism. Among the suggested solutions, it appears imperative to reduce the construction of roads and protect those territories which remain intact. Different measures can also be proposed to diminish the effects of the existing road networks including: closing and reforesting certain routes, limiting access, constructing animal passages and ensuring habitat connectivity. Research and education programs should also be initiated in parallel to these measures as well as modifying political and governmental strategies and laws to target sustainable road management. Quebec is late in these initiatives and needs to take the necessary steps toward sustainable road management using as inspiration the strategies adopted elsewhere.

**Key-words :** roads, habitat alteration, biodiversity, forest roads, fragmentation, intact forest, off-road vehicles, road impacts, roadless areas.

---

## Introduction

Au Québec, les routes sont de plus en plus répandues et les territoires sans routes, mêmes ceux éloignés des grands centres, ne font que diminuer. À l'échelle de la province, la longueur du réseau de chemins permanents aurait triplé depuis presque 30 ans, passant de 4 465 km en 1975-76 à 15 401 km en 2001-02 (MRNFQ, 2003). Le rythme de construction de chemins permanents serait passé de 150 km/an au milieu des années 1970 à 300 km/an à la fin des années 1990. Au cours des dernières années, en prenant en considération l'ensemble des chemins forestiers, ce sont de 4 000 à 5 000 km qui sont construits annuellement (Coulombe *et al.* 2004) et ce, en l'absence d'une vision à long terme. En effet, les chemins sont rarement planifiés plus de quelques années à l'avance et sont construits dans l'unique but de rendre la matière ligneuse disponible pour les compagnies forestières (s'ajoutent la sécurité et la protection contre les feux). De nombreux auteurs soulignent le fait que ce réseau routier est responsable des effets négatifs sur l'intégrité biotique des écosystèmes terrestres et aquatiques (Forman, 2000; Trombulak et Frissel, 2000; Underhill et Angold, 2000; Forman et Alexander, 1998; Tinker *et al.*, 1998). Un des principaux indicateurs pour lesquels le Québec a obtenu les moins bons résultats par rapport aux deux autres provinces comparées (Colombie-Britannique et Ontario) relève de la gestion des impacts écologiques liés à la densité routière (Henschel et Tessier 2004). Dans le même ordre d'idée, la prolifération des chemins d'accès a un impact majeur sur la capacité des zones d'exploitation contrôlée (ZECs) à contrôler et gérer l'accès aux ressources fauniques, ce qui constitue l'un de leurs principaux mandats (ZECO Inc. 2004).

Dès lors, pourquoi vise-t-on au Québec un réseau routier plus développé lorsqu'en Colombie-Britannique, en Ontario et en Alberta il existe des mesures d'abandon des routes forestières après les coupes (Bourgeois *et al.* accepté; Alberta Environmental Protection, 1994; OMNR, 1995, 1998), comme aux États-Unis (Strittholt et Dellasala, 2001; Forman 2000) où l'on cherche à les réduire. Pourquoi le gouvernement du Québec offre-t-il de l'argent pour avoir plus de routes et ne veut-il pas garder des territoires inaccessibles à des fins de maintien de la biodiversité et de gestion durable de nos forêts?

## État de situation au Québec

### *Les règlements existants*

Le *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public* (RNI) comporte quelques éléments concernant le tracé et la construction des chemins et des ponceaux (Québec 1981, RNI section V). Toutefois, ces normes visent essentiellement à limiter les impacts directs et négatifs sur le milieu aquatique, elles ne s'adressent aucunement à la problématique globale liée à l'accessibilité accrue du territoire. De plus, une étude récente au Québec a démontré qu'une proportion significative de routes, ponts et ponceaux étaient non

conformes au RNI, mal entretenus, et que cela entraînait un apport de sédiments dans les cours d'eau, en plus de représenter un danger pour le public (ZECO Inc. 2004).

Au Québec, tous les chemins d'accès deviennent la propriété du gouvernement provincial et leur utilisation n'est pas restreinte, sauf en ce qui concerne les mesures de prévention contre l'incendie. Il est presque impossible de fermer ou de démanteler un chemin forestier construit sur les terres de l'État. Cette mesure date du temps des concessions forestières, lorsque les propriétaires forestiers et les clubs privés contrôlaient l'accès à certains territoires publics. Une fois les concessions abolies, on a voulu assurer l'accès au territoire à toute la population.

Les routes sont souvent la première perturbation humaine à l'intérieur de la forêt, laquelle est ensuite suivie par les coupes forestières et autres perturbations anthropiques. Les routes conduisent au développement, et plus de développement conduit à plus de routes. Ainsi, beaucoup de chercheurs s'accordent pour dire que les densités routières sont un bon indicateur de l'effet de l'intensité d'utilisation du territoire et de l'empreinte humaine sur le paysage.

### *Enjeux écologiques*

La densification du réseau routier constitue une menace de plus en plus grande pour la biodiversité (Forman, 2000; Trombulak et Frissel, 2000; Underhill et Angold, 2000). Forman (2000) estime que 22 % du territoire des États-Unis est directement affecté, sur le plan écologique, par les routes publiques, même si elles n'occupent que 1 % du territoire. Malgré les références scientifiques nombreuses sur l'effet des routes, peu d'études sur la question ont été réalisées au Québec.

### *Biodiversité*

Les routes n'ont pas d'analogie naturelle et permettent un accès facile aux territoires forestiers. Plusieurs études ont montré que les populations de plusieurs espèces déclinent là où les routes sont nombreuses (McCrae *et al.* 2001, Mesch *et al.* 1988, Trombulak et Frissel 2000).

Selon une revue de littérature scientifique, les routes de toutes sortes affectent les écosystèmes terrestres et aquatiques par un ou plusieurs des facteurs suivants : (1) la destruction des habitats, (2) la mortalité due aux collisions avec les véhicules, (3) la modification du comportement animal, (4 et 5) l'altération de l'environnement physique et chimique, (6) la propagation d'espèces exotiques et (7) l'utilisation anthropique croissante de territoires (Trombulak et Frissel 2000).

La plupart des projets de transport ont pour effet de réduire la superficie des habitats naturels. Les destructions se produisent non seulement au niveau de l'emprise de la route elle-même, mais aussi dans les zones adjacentes et les zones exploitées pour prélever les matériaux de construction ou d'entretien. Ces pertes

d'habitats ne sont pas négligeables lorsqu'on sait qu'au Québec, les 68 437 km de routes/autoroutes et les 15 401 km de chemins forestiers permanents équivalent à 2 fois le tour de la Terre), et ce sans compter les milliers de kilomètres de chemins forestiers secondaires et tertiaires, les 50 000 km de rues et les 10 845 km de voies ferrées (MTQ 2000). La Figure 1, réalisée à partir des données SIG du Global Forest Watch Canada (WWF Canada, 2005) nous donne une idée de l'importance du réseau routier au Québec et de combien les forêts intactes se font de plus en plus rares ou de plus en plus petites dans le Québec méridional.

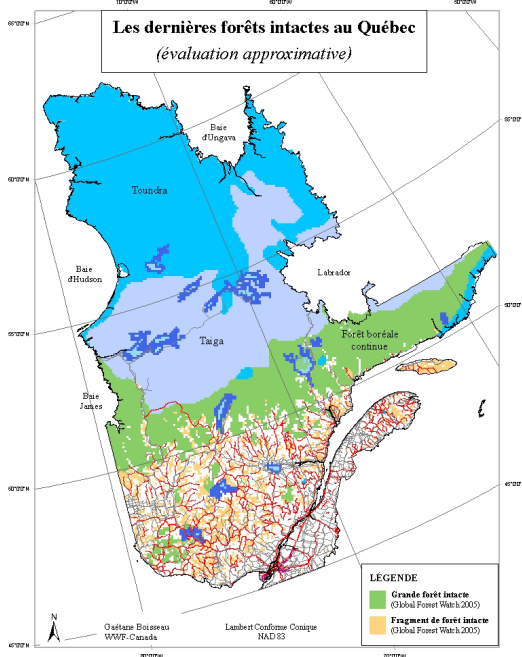


Figure.1 : Le réseau des routes permanentes de classe 1 au Québec (WWF-Canada, 2005)

La mortalité de la faune sur les routes a été identifiée comme un enjeu important (McCrae *et al.* 2001, Mesch *et al.* 1988, Trombulak et Frissel 2000) et au Québec, chaque année près de 2 500 cerfs de Virginie, orignaux ou ours noirs sont tués à l'occasion d'accidents de la route (MTQ 2000). Par exemple, au mois de juin, il se produit en Abitibi-Témiscamingue, environ un accident par jour impliquant des orignaux (comm. pers. L. Adam, Transport Québec). En excluant les prélèvements par la chasse et le piégeage, les accidents routiers sont la première cause de mortalité pour le cerf de Virginie et très souvent pour l'orignal et l'ours noir. En d'autres endroits, cette forme de mortalité peut même devenir un facteur limitant pour les plans de rétablissement d'espèces menacées.

La présence d'une route peut modifier le comportement des animaux en causant des changements dans leurs domaines vitaux, en altérant leurs mouvements, leur succès reproducteur, leur

réponse de fuite et leur état physiologique (Trombulak et Frissel 2000, Reijnen *et al.* 1996, Reijnen *et al.* 1995a et b). L'envergure actuelle du réseau routier a des impacts sur l'habitat et les déplacements de certaines espèces fauniques terrestres (morcellement du territoire et fragmentation des habitats fauniques) (Belisle *et al.* 2001; Boulet et Darveau 2000). Les échanges génétiques au sein d'une même population sont interrompus (effet de barrière) lorsque des animaux sauvages ne peuvent plus traverser une route ou craignent de le faire. Les routes fragmentent les populations en des unités démographiques plus petites qui sont davantage vulnérables à l'extinction (Henschel et Tessier 2004). Les espèces rares ou peu mobiles (ex. amphibiens et reptiles) (Gibbs et Shriver, 2003; Carr et Fahrig, 2001; Haskel 2000) ou à grand domaine vital (ex. loup ou caribou) sont parmi les espèces les plus vulnérables à la fragmentation (Boisseau 1998). Ainsi, au Québec, le loup déserte les territoires dont la densité routière atteint 0,9 km/km<sup>2</sup> et dont le couvert forestier est réduit à environ 25% (Rateaud *et al.* 2001). Des signes indiquent que le bruit du trafic est une cause importante du déclin des communautés aviaires près des routes achalandées (Reijnen *et al.* 1996, Reijnen *et al.* 1995a et b).

En revanche, certaines espèces peuvent tirer avantage des routes, notamment les espèces prédatrices. Il a été démontré en Alaska que les routes facilitent les déplacements du loup, et ce au détriment du caribou (Adams *et al.* 1996). Les routes favorisent également la propagation d'espèces exotiques (Gelbard et Belnap 2003). En effet, l'altération des conditions environnementales augmente la vulnérabilité des espèces indigènes (Cody 1996) et crée des habitats favorables à des espèces exotiques tout en facilitant leurs déplacements par des vecteurs naturels ou humains.

Au Québec, la construction de routes pour accéder à la matière ligneuse conduit, à plus ou moins long terme, à une utilisation intensive du territoire sous toutes ses formes : harcèlement de la faune, exploitation contrôlée de la faune, braconnage, exploitations minière et hydroélectrique, constructions résidentielle, commerciale et de villégiature, tourisme, loisirs de plein air, cueillette de plantes et de champignons, navigation de plaisance et très forte utilisation de véhicules hors route (motoneige, VTT, quad, etc.) (environ 500 000 usagers dont 157 000 motoneigistes et 280 000 conducteurs de VTT sur environ 33 650 kilomètres de sentiers de motoneige).

De plus, les modes de répartition des coupes qu'on propose au Québec devraient prendre en considération les besoins en chemins forestiers et leurs impacts. En effet, la coupe mosaïque, pourtant très controversée (Leduc *et al.* 2002), telle qu'elle est prônée par le gouvernement et appliquée progressivement partout, implique un réseau routier permanent très dense, maintenu accessible à perpétuité et construit le plus vite possible. Pour cette raison et pour plusieurs autres, ce mode de coupe fait courir de grands risques à long terme à la biodiversité.

L'accessibilité à tout le territoire fait perdre des opportunités de protéger des territoires intacts, et donc menace l'un des rôles essentiels des aires protégées, celui de territoire témoin. Bientôt, et c'est d'ailleurs déjà le cas dans le sud du Québec, il n'existera plus de vastes territoires sans routes pour permettre de créer des aires protégées pouvant assurer, à long terme, le maintien de populations viables de toutes les espèces indigènes ainsi que des processus écologiques (Bryant *et al.*, 1997; Lee *et al.* 2003; Smith et Lee 2000). Souvent, dans des habitats largement fragmentés et habités, les premières espèces à disparaître sont les grands prédateurs (ex. le loup), les espèces à grand domaine vital (ex. le caribou forestier), les espèces sensibles au dérangement (ex. les oiseaux rapaces) et les espèces rares (ex. les orchidées) et les espèces à faible mobilité (ex. les amphibiens et reptiles) (Meffe *et al.*, 1994). Dans le Québec méridional, on n'a pas su mettre ces territoires à l'abri des interventions humaines majeures avant qu'ils soient déjà altérés. On devrait donc se demander si nous protégerons les territoires intacts au nord du 50<sup>e</sup> parallèle avant que les routes y soient construites.

#### *Milieu aquatique et sols*

L'accès à de nouveaux territoires par le réseau routier augmente l'accès à des plans d'eau jusque là inaccessibles. Les lacs n'ayant jamais été exploités auparavant se retrouvent parfois sujets à une exploitation excessive et à une pollution occasionnée par la villégiature (motos marines, autres embarcations à moteur) le récréotourisme et les autres activités humaines. Dans une perspective de développement durable la protection du milieu aquatique est un objectif fondamental (Bourgeois *et al.*, accepté; Bourgeois *et al.*, 2004) notamment pour les gestionnaires de ZECs pour qui la qualité de l'eau est un enjeu de taille dans une perspective de conservation de la faune ichtyologique. En effet, la pêche est une activité très prisée et lucrative. Les efforts déployés pour maintenir ou augmenter les populations de poissons qui sont recherchés par les pêcheurs, par une gestion des stocks, ne pourraient permettre d'atteindre les résultats escomptés sans être soutenus par la conservation de leur habitat. Considérant que beaucoup de temps et d'argent ont été consacrés à l'aménagement de frayères, on comprend donc que le réseau routier est source d'inquiétude quant aux impacts potentiels de la voirie forestière sur la productivité des frayères et sur l'habitat du poisson en général (altération du processus de rétention et de filtration dans le sol, apport de sédiments dans les cours d'eau, augmentation du débit de pointe, érosion du lit et des rives du cours d'eau). Ces sources accrues de sédimentation peuvent affecter l'habitat du poisson, notamment en contribuant au colmatage des frayères et en réduisant les populations d'invertébrés dont il se nourrit (Association régionale ZECO INC. 2004). Or, plusieurs études ont démontré le mauvais état des ponceaux de drainage et des infrastructures de traverses de cours d'eau, ce qui amplifie considérablement les problèmes d'érosion décrits plus haut et multiplie les impacts de la voirie sur l'habitat aquatique et la productivité des frayères (ZECO Inc. 2004). Il y aurait lieu de minimiser la construction de telles infrastructures et de se questionner sur la construction de

nouvelles routes s'il s'avère trop difficile de maintenir en bon état les chemins utilisés pour minimiser les impacts sur le réseau hydrique ou de les fermer correctement, voire les reboiser. Les chemins devraient donc être conformes au RNI qui apparaît comme une norme minimale à atteindre pour minimiser les impacts sur l'environnement.

L'environnement physique et chimique est altéré par les routes et aux abords de celles-ci. Les routes compactent le sol, augmentent la température de surface, réduisent l'humidité du sol sous-jacent, augmentent la quantité de lumière qui atteint le sol forestier, mobilisent et répandent la poussière, modifient l'écoulement des eaux de surface et accroissent la sédimentation. À cela s'ajoutent la pollution et la contamination par les métaux lourds (en particulier le plomb), les sels, les molécules organiques, l'ozone et les nutriments. Les environnements aquatiques et ripariens seront particulièrement affectés par ces changements. De plus, l'apport de sel attire les grands mammifères sur le bord des routes, augmentant le risque d'être tué par des véhicules (Fraser et Thomas 1982).

#### *Enjeux sociaux*

Bien que certains effets néfastes des routes soient pris en compte au Québec (MRNQ, 2002; Molloy *et al.* 2001), il reste qu'une fois construites, les routes servant à l'exploitation forestière au Québec sont définitivement ouvertes au public et ce, sans tenir compte de l'importance écologique ou économique du maintien des régions sauvages (aires sans routes).

Le maintien de régions sauvages est une source significative d'activités économiques. Par exemple, 153 000 touristes ont visité les régions éloignées dans le nord de l'Ontario en 1996, générant 206 M\$ au PIB en retombées directes et indirectes (OMEDTT 1996).

Au Québec, l'accessibilité au territoire par les routes forestières engendre souvent des conflits entre les différents utilisateurs du milieu forestier. Par exemple, il est connu que les chasseurs n'apprécient pas la présence d'utilisateurs de véhicules hors-route en raison du bruit et des dérangements qui font fuir les animaux. D'autre part, certains exploitants de pourvoires situées en régions éloignées souhaiteraient que leur pourvoirie ne soit accessible que par hydravion, car c'est ce que leur clientèle recherche (Boursier *et al.*, 2004).

Au plan socioculturel, les routes peuvent également avoir des impacts significatifs à long terme. Pour les communautés autochtones notamment, qui vivent en régions éloignées, inaccessibles par voie terrestre, comme celles situées en Basse Côte-Nord ou dans le Grand Nord québécois. L'authenticité de leur culture et l'intégrité de leurs paysages sont mieux préservés en l'absence de routes. D'autre part, une accessibilité accrue au territoire peut avoir des répercussions négatives au niveau socio-économique pour les gestionnaires de territoires fauniques (ZECs, pourvoires et réserves fauniques). En effet, ceci a pour

effet d'augmenter les coûts associés à la gestion des droits d'accès et des activités de prélèvement, en raison parfois d'un taux plus élevé de braconnage. Et l'octroi de nombreux baux de villégiature au sein de ces territoires peut exacerber ce phénomène, car la construction de multiples sentiers multiplie d'autant l'accessibilité au territoire.

Comme on le voit, la construction de routes n'a pas juste des retombées socio-économiques positives mais a aussi des répercussions négatives à de multiples égards. Une planification du réseau routier prenant en considération l'ensemble des utilisateurs est donc une nécessité afin d'assurer que tous les enjeux sociaux-économiques soient considérés.

Entre le désir d'avoir des routes d'accès, de préserver la qualité de l'expérience en forêt, de conserver des zones sauvages et vierges, la question « comment concilier les besoins de tous ces utilisateurs et le maintien de la biodiversité? » reste omniprésente. Il est donc nécessaire d'élaborer une politique qui concilie l'ensemble des enjeux et pas uniquement l'accessibilité à la ressource forestière.

#### *Enjeux économiques*

Les enjeux économiques consistent en des coûts directs liés à la construction et à l'entretien des routes mais aussi en des opportunités perdues (coûts indirects).

Au Québec, la construction incessante de nouveaux chemins en forêt est motivée par l'exploitation forestière. Il existe des statistiques économiques liées à l'exploitation forestière, de même que celles liées à la voirie forestière (Parent, 2003). Mais, pour bien saisir les enjeux économiques liés au développement du réseau routier, il faudrait considérer de nombreuses facettes de la question qui n'ont, à ce jour, jamais été étudiées ou comparées. Par exemple, il faudrait mieux comprendre les avantages économiques à long terme de maintenir les régions dépendantes de l'industrie forestière (mono-industrielles) plutôt que de diversifier leur économie en donnant priorité à la vocation récréotouristique ou à l'exploitation de la faune. De nombreuses activités forestières, incluant la création de multiples chemins, pourraient être incompatibles avec ces nouvelles vocations. À titre d'exemple, quelle sera la perte économique à long terme pour les pourvoiries dont le chiffre d'affaire repose essentiellement sur une clientèle intéressée uniquement aux territoires peu accessibles? Il est évident aussi que les coûts à long terme liés au contrôle de l'accès ou au braconnage dans les territoires à gestion faunique (réserves fauniques, ZECs, pourvoiries) augmenteront avec un accès routier plus développé. De la même façon, il faut aussi évaluer les retombées économiques à long terme de l'exploitation des ressources non ligneuses (autres que fauniques) et comment cela changera avec l'accès routier.

Les nations autochtones subiront aussi des répercussions négatives. Il faut donc être capable d'évaluer la valeur

économique liée au maintien des activités traditionnelles autochtones et la manière dont elles seront affectées par le développement routier et l'exploitation forestière (Parent, 2003).

Finalement, il y aura aussi les coûts indirects et souvent difficilement chiffrables associés à la perte d'opportunité. Par exemple, il faut être capable et prêt à évaluer, économiquement, la perte d'opportunité de créer une aire protégée ou la perte d'habitat essentiel pour les espèces sensibles, ou encore, l'altération d'un paysage de grande valeur occasionnée par la croissance du réseau routier (Adamowicz *et al.* 2003).

Ce ne sont que quelques exemples des questions qu'il faudrait se poser avant même d'allouer la vocation forestière à un territoire. Lorsqu'on aura intégré les externalités dans les coûts d'opération des activités forestières (incluant la voirie), on sera alors plus en mesure de décider si l'affectation forestière à un territoire est économiquement la plus rentable. Une planification bien réfléchie du réseau routier pourrait enfin être entreprise. On doit reconnaître que peu d'outils existants permettent d'évaluer pleinement la valeur économique de choses aussi complexes que les écosystèmes naturels. Pour bien planifier, on doit donc prendre en considération les questions sociales, éthiques et environnementales.

De plus, nous devons considérer les enjeux à plus grande échelle, comme par exemple le fait que le Québec est détenteur d'une portion significative de la forêt boréale mondiale, notamment des dernières grandes forêts vierges. Par conséquent, il se doit d'en préserver de vastes portions représentatives, intactes et sans routes. Il existe de plus en plus d'exemples dans le monde qui démontrent que les régions ou les pays ayant conservé, en bonne partie, l'intégrité de leurs milieux naturels ont des économies plus fortes et résistent mieux aux catastrophes naturelles (Teitelbaum *et al.* 2003).

Dans la programmation des travaux routiers, il faudrait tenir compte du coût environnemental relié au mauvais état des chemins dans le calcul des coûts associés au maintien d'un chemin (présentement, les impacts environnementaux (notamment la perte d'intégrité, les risques de braconnage ou de colmatage des frayères, etc.) ne sont pas pris en compte, et encore moins évalués en dollars), mais aussi du coût pour les industriels. Le régime forestier actuel ne permet pas de remettre en production ou encore de fermer l'accès aux chemins qui ne sont plus utilisés, à moins que ceux-ci soient considérés dangereux. À cela, s'ajoutent les besoins des compagnies forestières. Les coupes partielles et les coupes en mosaïques, pourtant très controversées (Leduc *et al.* 2002) qui sont désormais privilégiées en raison de leurs avantages indiscutables par rapport aux versions plus traditionnelles de la CPRS requièrent un réseau routier bien développé et contribuent à cette situation, de même que la distance de plus en plus grande qui sépare les secteurs de coupes des usines. De plus, il est important de souligner une grande perte de productivité liée aux terres forestières perdues car converties en routes!

## Stratégies et solutions

### *Réduction significative de la construction de routes*

Les routes n'ont pas d'analogues naturels et favorisent l'accès à des territoires qui étaient jusqu'ici relativement inaccessibles. Si une vision élargie des effets écologiques des routes révèle la multiplicité des effets, elle suggère également qu'il soit invraisemblable que les conséquences des routes soient complètement atténuées ou évitées. Par conséquent, il est important dans un premier temps de maintenir à leur état naturel ce qui reste d'aires peu ou pas fragmentées dans le paysage (Trombulak et Frissell 2000). Pour ce faire, le Québec a besoin de développer une stratégie de conservation d'aires sans routes (roadless areas). Le Québec devrait s'inspirer de politiques élaborées dans d'autres pays tels les États-Unis (Roadless Areas Conservation Rules) ou d'autres provinces, tels l'Ontario, l'Alberta ou la Colombie-Britannique, où il existe des mesures pour limiter les routes (Bourgeois et al. accepté). Des mesures qui permettent l'aménagement en même temps que la limitation à l'accès pourraient être aussi envisagées. Par exemple, certaines zones en Ontario, les *Remote Access Enhanced Management Areas* (zones de gestion valorisée), comportent des restrictions quant à l'accès : il y a obligation de soumettre la construction des chemins à des normes minimales et d'interdire tout nouvel accès public aux véhicules motorisés (OMNR, 1999).

Il serait donc suggéré d'élaborer des plans intégrés de gestion des voies d'accès qui permettront notamment de conserver des forêts intactes (sans routes) par le biais d'un zonage du territoire et de limiter la construction de routes ailleurs sur le territoire québécois.

### *Limitation d'accès, fermeture et reboisement des routes*

Au Québec, il est actuellement illégal de fermer les routes ou d'en interdire l'accès au public. Le gouvernement encourage le maintien et l'augmentation du réseau routier pour des raisons dites socio-économiques, mais comme il a été démontré plus tôt, sans avoir pris en considération tous les enjeux. Cependant, la fermeture des routes après l'exploitation forestière pourrait aider la faune susceptible à se rétablir, à l'abri des activités humaines.

De leur côté, l'Ontario et la Colombie-Britannique ont recours à la fermeture et à la remise en production de chemins pour réduire l'impact écologique et environnemental causé par ceux-ci (Ontario Task Team Report 2003, British Columbia Ministry of Forests and Range 2005). En Colombie-Britannique, cela va jusqu'à déconstruire les routes et à reboiser après l'exploitation d'un territoire. L'Ontario et l'Alberta proposent des mesures d'abandon des routes après la coupe (Ontario Task Team Report 2003, Alberta Sustainable Resource Development 2005). Cela devrait réduire l'accès humain et par conséquent les effets néfastes sur la biodiversité (ex. chasse, braconnage, trafic

automobile, fragmentation, développement de chalets et autres utilisations du territoire).

Nous recommandons donc de permettre et de promouvoir la fermeture et l'abandon de chemins afin de réduire les impacts écologiques et environnementaux (et pour s'assurer qu'il n'y ait aucune augmentation nette de la densité routière).

### *Mesures d'atténuation des impacts liés aux routes*

Pour aider à atténuer les impacts de la croissance humaine et de l'utilisation du territoire, plusieurs scientifiques et experts en conservation pressent les gouvernements à établir des corridors protégés, lesquels connectent les habitats fauniques importants. Ces corridors, s'ils sont correctement planifiés, permettent à de nombreuses espèces de la faune sauvage de se déplacer entre les habitats.

Les Européens ont commencé à construire des structures pour aider la faune à traverser les autoroutes dans les années 60. Aujourd'hui, les passages souterrains et aériens font partie de la planification des autoroutes dans plusieurs pays (p.ex. Slovaquie, Suisse, Allemagne, France et Pays-Bas). La localisation de ces structures est jumelée à d'importants projets de cartographie visant à l'identification d'habitats protégés et d'aires pouvant servir de corridors de déplacement pour une grande variété faunique, allant des insectes jusqu'aux ours bruns. Par exemple, plus de 600 tunnels installés sous les routes aux Pays-Bas ont aidé à augmenter significativement les niveaux de populations du blaireau européen, une espèce en danger. Bien que plus d'études soient requises pour en déterminer l'efficacité, les structures de traverse et les clôtures érigées dans des aires telles que le Parc national Banff (Figure 2), le Parc national Glacier, en Floride et en Europe, ont diminué la mortalité sur les routes tout en permettant le passage de la faune.



Figure 2. Passage aérien pour la faune. Parc national Banff (Colombie-Britannique)



On doit envisager différents types de structures de traverses afin de convenir à une plus grande diversité d'espèces. Toutefois, le premier choix devrait toujours être de ne pas construire de routes à travers un habitat faunique (Lavendel, 2000). Néanmoins, ces mesures d'atténuation sont probablement plus utiles dans les zones relativement peu développées où la présence de routes est susceptible d'entraver les déplacements des animaux sauvages. L'efficacité de ces structures devrait être évaluée et faire l'objet d'un suivi quant à leur utilisation par la faune. Mais dans un premier temps, des passages pour la faune sauvage pourraient être érigés là où les corridors connus de déplacement de la faune sont entravés par des routes et autoroutes.

#### *Programmes de recherche, de suivi et d'éducation*

Afin d'améliorer notre compréhension de l'impact des routes, nous proposons ici quelques pistes de recherches :

a. Identifier les derniers grands territoires peu ou pas fragmentés qui restent au Québec (en forêt publique notamment) et les soustraire à l'exploitation (décréter un moratoire sur la construction de routes). Évaluer l'importance économique de ces régions pour l'industrie du tourisme ainsi que des fonctions écologiques essentielles (maintien des habitats fauniques, maintien des vieilles forêts, habitat d'espèces menacées, maintien de la diversité génétique des populations animales et végétales, stockage de carbone, régulation du climat, qualité des eaux, etc.).

b. Identifier les espèces qui sont affectées négativement par les routes ainsi que celles qui au contraire en profitent. Ces espèces devraient faire l'objet d'un suivi de leurs populations (abondance, répartition, tendances), des interactions entre elles et d'une révision de leur statut quant à leur vulnérabilité. Il faut aussi comprendre les facteurs liés au réseau routier qui affectent chacune de ces espèces (perte ou altération de l'habitat, fragmentation du territoire, dérangement, espèces envahissantes, etc.). Identifier au besoin les mesures à prendre pour atténuer les effets telles que la limitation de l'accès, la fermeture de routes, l'érection d'un passage souterrain/aérien.

c. Évaluer les différentes stratégies alternatives de coupe forestière en regard des exigences en matière de développement du réseau routier et de leurs impacts sur la biodiversité (ex. entre les coupes agglomérées, la coupe mosaïque ou l'aménagement écosystémique).

d. Établir la densité routière selon un cadre écologique de référence (par région naturelle ou par bassin versant).

e. Identifier les régions où une problématique de perte de biodiversité pourrait être associée à une densité élevée de

routes. En pareil cas, signifier, au besoin, les mesures correctrices, les mesures préventives et les indicateurs de suivi. Établir, selon les régions, les densités routières à ne pas dépasser.

f. Évaluer les effets potentiels économiques de la perte des options qui pourraient suivre le développement des routes.

Sans être exhaustifs, ces programmes de recherche et de suivi permettraient de mieux comprendre les impacts des routes sur la biodiversité propre au Québec, de prévenir ou d'atténuer les impacts les plus sévères et de rattraper, en partie, le retard du Québec en la matière.

L'aspect éducatif est très important. Des programmes de formation et d'éducation devraient être instaurés auprès des gouvernements, des utilisateurs de la forêt (industriels, chasseurs, pêcheurs, villégiateurs, autochtones, etc.), des municipalités, des spécialistes en patrimoine culturel et autochtone, des spécialistes de la faune, de l'industrie du tourisme, des chercheurs en aménagement forestier durable, des organismes en conservation, du grand public, etc.

#### **Conclusion**

La construction de routes au 20<sup>e</sup> siècle au Québec a été anarchique. Depuis quelques années, on construit de 4 000 à 5 000 kilomètres de chemins forestiers par année, et ce, sans se soucier de leurs répercussions, tant au plan écologique que socio-économique. Or, la littérature scientifique est très éloquent quant à leurs impacts sur la biodiversité. De nombreux pays et provinces canadiennes ont déjà reconnu ces impacts et essayent de les contrer. Le Québec a un retard important en la matière. Pourtant, les indices montrant que beaucoup d'espèces seraient vulnérables ou menacées par la construction de routes sont déjà perceptibles. Il faut sans tarder mettre à profit les connaissances acquises ailleurs. Les problématiques concernant la perte de biodiversité sont souvent universelles. Les impacts sociaux-économiques liés à la construction de routes ne sont que partiellement pris en compte. Une planification intégrée du réseau routier devrait considérer l'ensemble des enjeux, tant environnementaux, sociaux, qu'économiques afin d'assurer un développement durable au Québec. Nul besoin d'investir des sommes astronomiques : il suffit de faire preuve de bon sens, d'intelligence, de volonté politique; mais surtout d'anticipation et de prévention. Le principe de précaution prend ici tout son sens.

#### **Bibliographie**

- Adamowicz, W.L., Armstrong, G.W. et Messmer, M.J. 2003. The economics of boreal forest management. Chapter 6 p. 181-211 in "Towards sustainable management of the boreal forest". Burton, P.J., Messier, C., Smith, D.W. and Adamowicz, W.L. (eds). NRC Research Press, Ottawa. 1039 p.
- Adams, L., Dale, B. et Mech, L. 1996. Wolf predation on caribou calves in Denali National Park, Alaska. *dans* L.N. Carbyn, S.H. Fritts, and D.R. Seip, (eds.). Ecology and conservation of wolves in a changing world. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada. p. 245-260.

- Alberta Environmental Protection, 1994. The Timber Harvest Planning and Operating Ground Rules. 57 p.
- Alberta Sustainable Resource Development 2005. Forest Management Branch. Forest Management Manuals and Guidelines : Table of Road Construction Standards and Guidelines : <http://www3.gov.ab.ca/srd/forests/fmd/manuals/pdf/roads.pdf> [consulté le 10 février 2006]
- Association régionale ZECO Inc. 2004. Problématiques et pistes de solution du régime forestier québécois. Version révisée pour la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 15 p.
- Bélisle M, Desrochers A et Fortin, M.-J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology* 82 (7):1893-1904.
- Boulet M et Darveau M. 2000. Depredation of artificial bird nests along roads, rivers, and lakes in a boreal balsam fir, *Abies balsamea*, forest. *Canadian Field-Naturalist* 114:83-88.
- Boursier, A., Jonhson, L. et Stubbs, T. 2004. Étude de cas sur la conservation en Abitibi (frontière Québec-Ontario). Rapport final. Préparé pour la Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie dans le cadre de son Programme relatif à la Conservation du patrimoine naturel du Canada: la forêt boréale. ArborVitae Environmental Services et Boldon Group. 65 p.
- Boisseau, G. 1998. La fragmentation et ses répercussions. *In Vivo* 18 :16-17, 21.
- Bourgeois, L., Kneeshaw, D.D., Imbeau, L., Brais, S., Bélanger N. et Yamasaki, S. How do Alberta, Ontario and Quebec forest operation laws respect sustainable forest management criteria? Forestry chronicle, accepté.
- Bourgeois, L., Kneeshaw, D.D., Imbeau, L., Brais, S., Yamasaki, S et Bélanger N. 2004. Le règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) permet-il de respecter les critères de l'aménagement durable des forêts? L'Aubelle, 147: 22-25.
- British Columbia Ministry of Forests and Range 2005. Forest Practices Code of BC Act 2004. <http://www.for.gov.bc.ca/tasb/legregs/archive/fpc/fpcact/part4-2.htm#64> [consulté le 10 février 2006]
- Bryant, D., Nielsen, D. et Tangley, L.. 1997. Les dernières forêts-frontière: écosystèmes et économies à la limite. Institut des ressources mondiales, Washington, DC. 42 p.
- Carr, LW et Fahrig L. 2001. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15(4):1071-1078.
- Cody, W.J. 1996. Flora in the Yukon Territory. NRC Research Press, Ottawa, Ontario. 643 p.
- Coulombe, G., Huot, J., Arseneault, J., Bauce, É., Bernard, J.-T., Bouchard, A., Liboiron, M.-A. et Szaraz, G. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Rapport Coulombe). 2004. 307 p.
- Forman, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conserv. Biol.* 14 : 31-35.
- Forman, R.T.T. et Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29 : 207-231.
- Fraser, D., et E. R. Thomas. 1982. Moose-vehicle accidents in Ontario: relation to highway salt. *Wildlife Society Bulletin* 10: 261-265.
- Gelbard, JL et Belnap, J. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17(2):420-432.
- Gibbs, JP et Shriver, WG. 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 16(6):1647-1652.
- Haskell, DG. 2000. Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the Southern Appalachian mountains. *Conservation Biology* 14(1):57-63.
- Henschel, C. et Tessier, L. 2004. De l'impasse à l'éclaircie. Politique forestière québécoise: évaluation, comparaison nationale et recommandations. Rapport soumis à la Commission d'étude scientifique, technique, publique et indépendante sur la gestion de la forêt publique québécoise. 38 p.
- Lavendel, Brian. 2000. Putting the Breaks on Roadkill. *Animals*. 133(6):20-23.
- Leduc, A., Messier, C., Drapeau, P., Harvey, B., Bergeron, Y., Imbeau, L., Munson, A., Bélanger, L., Bouthillier, L., Darveau, M., Sirois, L., et Kneeshaw, D.D. 2002. Modification du RNI : une timide ouverture à une gestion plus adaptée aux réalités régionales. L'Aubelle, 140 : 20-21.
- Lee, P., Aksenov, D., Laestadius, L., Nogueron, R. et Smith, W. 2003. Canada's Large Intact Forest Landscapes, Edmonton, Alberta. 84 pp.
- McCrae, D. J., Duchesne, L. C., Freedman, B., Lynham, T. J., et Woodley, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ. Rev.* 9: 223-260.
- Meffe G. K., Carroll, C.R. et Contributors. 1994. Principles of Conservation Biology, Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. 600 p.
- Mesch, L. D., S. Fritts, G. L. Radde et W. J. Paul. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16: 85-87.
- Molloy, R., Torresan, R. et Boissonnault, N. 2001. Saines pratiques : Voirie forestière et installation de ponceaux. Direction régionale Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine du Ministère des Ressources Naturelles. 27p.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec (MRNQ). 2002. Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État. Loi sur les forêts. (L.R.Q., c. F-4.1, a. 171). <http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/entreprises/entreprises-reglement.jsp> [consulté le 10 février 2006]
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). 2003. Ressources et Industries forestières, portrait statistique. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-statistiques-complete.jsp> [consulté le 10 février 2006]
- Ministère des Transports du Québec (MTQ), 2000. Les transports au Québec. Recueil de données statistiques. 35 p.
- Ontario Ministry of Economic Development, Trade, and Tourism (OMEDTT). 1996. Remote Northern Tourism Travel Study. *dans* Global Forest Watch Canada. 2003. The Road Less Travelled? *A report on the effectiveness of controlling motorized access in remote areas of Ontario. A Case Study in Temagami.* 42p.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 1999. Ontario's Living Legacy Land Use Strategy. Queen's Printer for Ontario. <http://crownlanduseatlas.mnr.gov.on.ca/supportingdocs/alus/landuse7.htm> [consulté le 10 février 2006]
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 1998. Code of Practice For Timber Management Operations In Riparian Areas. Amended in 1998. 9 p.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 1995. Forest Operations and Silviculture Manual. Prepared under the authority of the Crown Forest Sustainability Act. 400 p.
- Ontario Task Team Report. 2003. Forest Roads and Water Crossings Initiative. [http://www.mnr.gov.on.ca/mnr/forests/public/publications/roads\\_water\\_crossings.pdf](http://www.mnr.gov.on.ca/mnr/forests/public/publications/roads_water_crossings.pdf) [consulté le 10 février 2006]
- Parent, B. 2003. Ressources et industries forestières: Portrait statistique. Édition 2003. Gouvernement du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Rateaud, W., H. Jolicoeur et P. Etcheverry. 2001. Habitat du loup dans le sud-ouest du Québec : occupation actuelle et modèles prédictifs. Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Ministère de l'Environnement. 56 p., page 39 *dans* Hénault, M. et H. Jolicoeur. 2003. Les loups au Québec : meutes et mystères. Société de la faune et des parcs du Québec. 129 p.
- Reijnen, R., R. Foppen and H. Meeuwssen. 1996. The effects of car traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75 : 255-260.
- Reijnen, R., R. Foppen, C. ter Braak and J. Thissen. 1995a. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32 : 187-202.
- Reijnen, M., Veenbaas, G. et Foppen, R.. 1995b. Predicting the effects of motorway traffic on breeding bird populations. Delft, The Netherlands. Road and Hydraulic Engineering Division and DLO-Institute for Forestry and Nature Research, p 95-736.
- Smith, W. et Lee, P. 2000. Les forêts du Canada à la Croisée des Chemins: Une évaluation en l'An 2000. World Resources Institute and Global Forest Watch Canada. 112 pp.
- Strittholt, J.R. et Dellasala, D.A. 2001. Importance of Roadless Areas in Biodiversity Conservation in Forested Ecosystems: Case Study of the Klamath-Siskiyou Ecoregion of the United States. *Conservation Biology*. 15 (6) :1742-1754.
- Teitelbaum, S., Beckley, T., Nadeau, S. et Southcott, C.2003. Milltown revisited: strategies for assessing and enhancing forest-dependent community sustainability. Chapter 5 p. 155-179 in "Towards sustainable management of the boreal forest". Burton, P.J., Messier, C., Smith, D.W. and Adamowicz, W.L. (eds). NRC Research Press, Ottawa. 1039p.
- Tinker, D.B., Resor C.A.C., Beauvais, G.P., Kipfmüller, K.F., Fernandes, C.I. et Baker, W.L. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by

- clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology* 13 (3): 149-165.
- Trombulak, S.C. et Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14 : 18-30.
- Underhill, J.E. et Angold, P.G. 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environ. Rev./Dossiers Environ.* 8(1): 21-39.
- WWF-Canada. 2005. Carte réalisée en juillet 2005 à partir des données SIG du Global Forest Watch Canada : "Canada's Forest Landscape Fragments: A First Approximation " (April 2005) and "Canada's Large Intact Forest Landscapes" (September 2003).  
<http://www.globalforestwatch.ca/datawarehouse/datawarehouse.htm>  
[consulté le 10 février 2006]

# LA PROBLÉMATIQUE DE L'UTILISATION DES HERBICIDES EN FORESTERIE: le cas du Québec

Fortier, J., C. Messier et L. Coll, Département des sciences biologiques, institut des sciences de l'environnement et groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, Université du Québec à Montréal, Montréal, Canada, Courriel : [fortier.julien@courrier.uqam.ca](mailto:fortier.julien@courrier.uqam.ca)

---

**Résumé :** La problématique de l'utilisation des herbicides en foresterie est analysée selon une perspective historique et environnementale. Le développement des herbicides chimiques remonte à la fin de la deuxième guerre mondiale. Les premiers herbicides organochlorés étaient très efficaces, mais ils sont aussi très toxiques pour l'humain et l'environnement. Les herbicides développés plus récemment, comme le glyphosate, sont tout aussi efficace et beaucoup moins toxiques, mais ils sont mal perçus par la population. Au Québec, l'utilisation de tous les herbicides en forêt publique fut prohibée suite à une évaluation environnementale rigoureuse. Il semble que la décision d'abolir son utilisation était plus politique que scientifique. En effet, une comparaison sommaire des impacts environnementaux possibles du glyphosate comparativement aux dégagements mécaniques manuels et mécanisés ne permet pas de dégager lequel des traitements est préférable au niveau strictement environnemental. Puisque certains herbicides permettent une meilleure croissance des plantations, il est possible d'imaginer que ce gain de croissance pourrait être utilisé pour augmenter les aires protégées et le niveau d'aménagement écosystémique sur une proportion plus grande du territoire. Néanmoins l'utilisation d'herbicides devrait être largement surveillée tant au niveau de l'application qu'au niveau du suivi environnemental.

**Mots-clés :** foresterie, gestion de la végétation accompagnatrice, Québec, historique, glyphosate, impacts environnementaux, alternatives, traitements mécaniques, traitements chimiques

**Abstract :** Herbicide use in forestry is analysed from an historical and environmental perspective. First chemical herbicides were developed during the Second World War. Organochloride herbicides were widely used in the past but they are now classified as very harmful for human and the environment. However, recently developed herbicides like glyphosate present the same efficiency and a much lower toxicity. In general, the public opinion about herbicides is strongly negative. In Québec, all herbicides were banned from use in public forest after some environmental assessments. This decision seems to be more politically than scientifically based. In the case of intensive managed forest, mechanical treatments with forest tractors can present similar or even lower environmental impacts than glyphosate, but few studies exist to make an objective comparison. Furthermore, in terms of tree growth, low toxicity herbicides seem to present higher effectiveness than mechanical treatments. This possible growth gain can then be used to reduce pressure on natural forest by increasing protected areas and the use of ecosystem forest management. Nevertheless, the use of herbicides must be strictly monitored to reduce environmental risks.

**Keywords:** forestry, forest vegetation management, Quebec, historic, glyphosate, environmental impacts, alternatives, mechanical treatments, chemical treatments

---

## Introduction

C'est principalement à partir des années 1980 que les pays commencent à prendre conscience du rôle global que joue la forêt au niveau de la stabilité de la biosphère, du maintien de la biodiversité et de la protection des civilisations autochtones menacées (FAO, 1994). Toutefois, l'accroissement démographique actuel mène à une augmentation des besoins en ressources renouvelables comme le bois, ce qui se traduit par d'énormes pressions sur les écosystèmes forestiers (Kimmins, 2004). Dans un tel contexte, on observe de plus en plus une division entre forêt productive où on essaye d'extraire le maximum de bois et forêt de conservation où les autres valeurs sont protégées ou prioritaires. Il devient donc urgent de maximiser la production de bois dans ces zones productives et une certaine gestion de la végétation accompagnatrice, terme emprunté à l'expression anglo-saxonne « forest vegetation management » est souvent nécessaire.

La végétation accompagnatrice comprend les espèces des strates herbacées et arbustives, les mousses, les fougères, les lianes et d'autres bryophytes. Elle constitue donc l'ensemble des espèces végétales présentes à côté des essences forestières exploitées. L'impact de cette végétation dans l'établissement et la croissance des plantations est critique puisque, dépendamment de la nature des espèces accompagnatrices, des effets inhibiteurs ou bénéfiques peuvent être observés (Frochet et al, 2002).

Présentement, il existe plusieurs techniques pour maîtriser la végétation accompagnatrice ayant un effet inhibiteur sur la croissance des arbres en milieu forestier. Les deux pratiques les plus couramment utilisées sont les traitements mécaniques (manuel ou motorisé) et les traitements chimiques par épandage aérien ou terrestre (manuel ou motorisé) d'herbicides. A cela, s'ajoutent diverses alternatives comme l'utilisation du feu (Feller, 1996) l'introduction de plantes couvre-sol (Thomas et Steen,

1996 ; Provendier et Balandier, 2004 ; Schutz, 2004), l'utilisation des moutons (Newsome, 1996; Negrave, 1996) ou de d'autres animaux domestiques (Mount, 1992; Luginbuhl et Green 2005), l'application de produits naturels comme substances herbicides (Duke et al., 2000; Micheal et Hermy, 2002), l'utilisation de jute couvre-sol ou paillis (McDonald et Fiddler, 1996), l'application d'organismes pathogènes, comme le champignon *Chondrosterum purpureum* (Becker et al., 2005), etc.

Par ailleurs, le coût de ces diverses opérations varie considérablement tout comme leur efficacité. Ainsi, le choix du type de gestion de la végétation accompagnatrice dépend en partie du système de production envisagé et des investissements disponibles (Frochot et al. 2002, 2003). Dans un système de production forestière intensif, un contrôle de la végétation en fonction d'un seuil économique sera préconisé afin d'optimiser la production ligneuse. Dans le cas d'un système extensif, on misera plutôt sur l'optimisation des effets auxiliaires de la végétation accompagnatrice (e.g. maintien de la biodiversité, conservation des habitats, brout pour la faune, etc.) plutôt que d'opter pour une élimination systématique.

Les considérations environnementales sont ainsi devenues une composante majeure de la gestion de la végétation accompagnatrice. D'ailleurs l'un des critères écologiques fondamentaux de la foresterie durable repose sur le maintien et la conservation de la biodiversité (Linhgren et Sullivan, 2001). Il est donc nécessaire de choisir des traitements qui n'occasionnent pas d'impact négatif sur l'environnement en termes de pollution de l'eau, du sol, de l'air, de toxicité sur les animaux, de pertes d'espèces ou de modifications à long terme de la structure et de la composition en espèces végétales et animales.

Mis à part les considérations économiques et environnementales, le choix du type de gestion de la végétation accompagnatrice dépend largement des perceptions et des valeurs du grand public et des groupes de pression (Wagner et al., 1998; Messier et Kneeshaw, 1999). Ainsi, l'intégration de cette composante sociale qui souvent ne perçoit pas le risque de la même manière que la communauté scientifique, prend depuis quelques années une importance grandissante dans le processus de prise de décision.

Dans cet article, nous procéderons à une analyse approfondie de la problématique de l'utilisation des herbicides dans le cadre d'une gestion de la végétation accompagnatrice dans les aires de reboisement destinées à un aménagement intensif. L'article est divisé en trois parties : dans la première partie, un bref historique de l'utilisation de ces herbicides chimiques en foresterie est réalisé avec une attention particulière pour le cas du Québec. Par la suite, les impacts environnementaux des herbicides (en mettant l'accent sur le glyphosate) sont effectués et comparés à ceux des méthodes alternatives. La dernière partie de l'article est consacrée aux impacts associés aux diverses alternatives de gestion de la végétation.

## Historique du développement et de l'utilisation des herbicides en milieu forestier

L'utilisation de substances chimiques pour réaliser le contrôle de la végétation remonte à plus d'un siècle. C'est en Allemagne, vers les années 1850, que la première substance herbicide voit le jour, un mélange de sel et de jus de lime était alors utilisé. Il a fallu ensuite plusieurs décennies avant de voir apparaître de nouveaux produits chimiques pour contrôler la végétation (cette revue historique a été adaptée de l'article de McCormack, 2000).

*Les années 1940-60* : La deuxième Guerre Mondiale a permis l'avancement de nombreuses technologies et c'est dans ce contexte d'innovation que les propriétés phytotoxiques de l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) ont été élucidées. Deux laboratoires indépendants (Angleterre et États-Unis) synthétisent la même substance chimique presque au même moment. Suite à cette découverte, le premier épandage aérien d'herbicide (2,4-D) à des fins sylvicoles a lieu en 1947 dans le Nord-Est des États-Unis.

Durant la période d'après-guerre, la demande en bois augmente considérablement et le besoin de produire plus de matière ligneuse est fortement ressenti. Suite à de nombreux efforts de recherche, le potentiel de l'acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique (2,4,5-T) pour dégager les plantations de conifères est confirmé. Les premiers essais ont lieu sur le pin dans la forêt expérimentale de Massabesic (Maine, États-Unis). L'application de cette substance se faisait alors par avion ou hélicoptère.

Au cours des années 1960, l'industrie agricole connaît une progression technologique fulgurante et elle développe alors d'autres technologies et d'autres substances phytotoxiques pour intensifier sa production. À cette époque donc, les technologies utilisées pour gérer la végétation accompagnatrice proviennent essentiellement d'adaptations d'outils disponibles en agriculture. En foresterie, l'épandage manuel au sol d'herbicides est néanmoins développé. Les travailleurs munis de sac à dos peuvent maintenant arroser les aires de traitements de manière plus contrôlée. C'est aussi durant cette période qu'un petit livre écrit par Mme Rachel Carson, *Silent spring* (1962) est publié. Comme son titre l'indique, ce livre faisait état d'un printemps hypothétique sans le gazouillement des oiseaux dû à leur élimination systématique par l'épandage des herbicides synthétiques. Ce livre eut un impact majeur sur la perception du public vis-à-vis de l'usage grandissant des herbicides synthétiques et de leurs risques pour la santé des écosystèmes naturels et des humains.

*Les années 1970-80* : Encore une fois, c'est un conflit géopolitique qui est responsable de l'évolution de l'utilisation des herbicides. Durant la Guerre du Vietnam, de nombreuses combinaisons d'herbicides sont testées à des fins militaires. C'est le célèbre *Agent Orange* (un mélange de 2,4-D et de 2,4,5-T) qui est retenu pour la stratégie militaire de défoliation de la jungle

vietnamienne. L'extraordinaire efficacité de ces herbicides et leurs impacts sur la santé humaine ont eu un effet important sur la perception du public face à ces nouvelles substances chimiques alors utilisées couramment en agriculture, horticulture et foresterie. Cependant, contrairement aux herbicides utilisés pour la production agricole ou sylvicole, les herbicides développés à des fins militaires ne passaient devant aucune commission afin d'être homologué. Par conséquent, ces herbicides pouvaient contenir des quantités de contaminants, comme les dioxines, beaucoup plus élevées que ceux prévus par les critères d'homologation.

Pendant cette même période, la conscience sociale face aux risques des substances chimiques se développe suite à des incidents industriels comme la fuite de TCDD (une dioxine fortement toxique) à Seveso en Italie en juillet 1976. Le TCDD est alors identifié comme un contaminant présent à l'état de trace dans certains herbicides de type phenoxy (comme le 2,4,5-T) lorsqu'ils sont produits à certaines températures.

C'est l'anticipation de l'éventuelle interdiction d'utiliser le 2,4,5-T qui stimule les efforts de recherche sur le glyphosate et certaines autres substances phytotoxiques. En 1974-1975, de nombreuses expériences forestières concernant les herbicides ont lieu dans l'état du Maine. Le glyphosate, l'hexazinone et le triclopyr sont alors testés pour la première fois et comparés aux herbicides classiques tels que le 2,4-D, le 2,4-DP, le picloram et le MSMA.

En 1977 les premiers essais d'épandage aérien de glyphosate et de triclopyr en milieu forestier ont lieu en Amérique du Nord. Avant ces essais, le dégagement était réalisé seulement à l'aide d'herbicide de type phenoxy. Enfin, en 1979, les états de l'Oregon, du Maine et du Vermont (États-Unis) enregistrent le glyphosate pour l'épandage aérien en milieu forestier.

La période 1979-1983 est marquée par des recherches intenses sur les risques du 2,4,5-T et le 2,4,5-TP sur l'environnement et la santé humaine. Ces recherches mèneront à leur bannissement aux États-Unis. En 1980, toujours aux États-Unis, le gouvernement fédéral permet l'utilisation du glyphosate en foresterie. Quatre ans plus tard, en 1984, le Canada emboîte le pas et permet aussi son utilisation en forêt.

Dès ce moment, l'usage du glyphosate devient très répandu pour dégager les plantations et optimiser la croissance des plants. De nombreuses études toxicologiques, écotoxicologiques et écosystémiques sont alors réalisées afin de tester l'effet du glyphosate sur l'environnement et la santé humaine.

*Les années 1990-2000* : La gestion de la végétation accompagnatrice prend de plus en plus d'importance à l'échelle internationale. On assiste ainsi en 1992 à la première *International Conference on Forest Vegetation Management* (IFVMC) qui deviendra, à chaque trois ans, l'occasion pour les chercheurs d'échanger leurs découvertes dans ce domaine.

Au niveau législatif, l'état du Vermont (États-Unis) bannit en 1997 les herbicides en foresterie en imposant un moratoire de 10 ans sur leur utilisation. En 1998, un groupe de pression tente de faire bannir les herbicides en foresterie au New Hampshire (État-Unis), mais l'état refuse cette mesure, la jugeant excessive et restrictive. Quelques années plus tard en 2001, au Maine (États-Unis), un référendum approuve un moratoire de 10 ans sur l'utilisation des pesticides en milieu forestier. Au Canada, seul le Québec suit un processus similaire et déclare un moratoire sur l'utilisation des herbicides en milieu forestier.

*Situation actuelle* : Des pays comme la France, la Grande-Bretagne, la Nouvelle-Zélande, Israël, la République Tchèque et la Finlande utilisent, encore, une gamme relativement restreinte d'herbicides pour optimiser leur production ligneuse alors que d'autres pays comme la Suisse et la Suède ont complètement banni leur usage. Aux États-Unis, l'usage d'herbicides est permis et comme nous l'avons vu, il en revient aux états de légiférer sur les conditions spécifiques de leur usage. Présentement, tous les états limitrophes au Canada, mis à part le Maine et le Vermont, peuvent utiliser des herbicides en milieu forestier.

Au Canada, certains herbicides sont approuvés pour le contrôle de la végétation accompagnatrice en forêt, mais la législation en matière d'herbicides dépend aussi des volontés politiques de chacune des provinces. Le Québec est actuellement la seule province canadienne à n'autoriser aucun herbicide en milieu forestier.

En sol canadien, seulement quatre substances actives (pour un total de 11 formulations herbicides) sont enregistrées pour un usage forestier, mais trois sont réellement utilisés : 2,4-D, glyphosate et napropamide (ARLA, 2006). Le glyphosate (Vision<sup>MD</sup>) demeure néanmoins le plus populaire et il est utilisé dans plus de 90% des cas au cours des années 90 (Thompson et Pitt, 2003). Au cours de cette même période, l'Ontario a été la province canadienne qui a utilisé le plus d'herbicide en forêt avec 43% des quantités totales utilisées au Canada, alors que la Colombie-Britannique et le Nouveau-Brunswick en ont fait un usage moins important (Thompson et Pitt, 2003).

### **Historique de l'utilisation des herbicides au Québec**

Au Québec, la problématique de l'utilisation des herbicides en milieu forestier a évolué de concert avec les préoccupations et les revendications de la population et des groupes de pression. Pour cette raison, les programmes gouvernementaux d'épandage

d'herbicides et les stratégies d'exploitation forestière se sont retrouvés, comme nous allons le voir plus bas, plus d'une fois au Bureau d'Audience Publique en Environnement (le BAPE). Cet organisme gouvernemental québécois a la mission d'informer et de consulter la population sur des questions relatives à la qualité de l'environnement que lui soumet le ministre du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs afin d'éclairer la prise de décisions de l'État dans une perspective de développement durable. Le BAPE est donc une sorte de médiateur entre le gouvernement, l'industrie et la population qui déploie les moyens nécessaires pour favoriser la participation active des citoyens.

L'utilisation d'herbicides en foresterie a commencé au tournant des années 70 au Québec, mais ce n'est pas avant le début des années 80 que le Ministère de l'Énergie et des Ressources (MER) élabore son premier projet de pulvérisation aérienne d'herbicides. Le projet était destiné à couvrir, par épandage aérien, 10 506 ha en 1983 et 11 452 ha en 1984 dans les régions administratives du Bas Saint-Laurent – Gaspésie, de la Mauricie, de l'Abitibi – Témiscamisque et de la Côte-Nord. On prévoyait alors utiliser pour l'année 1983, le 2,4-D sur environ 10% du territoire et le 2,4,5-T sur le reste tandis que durant l'année 1984 le 2,4,5-T serait l'unique herbicide utilisé. Ce projet a rapidement soulevé un important débat public à cause de l'évidence grandissante de la grande toxicité des impuretés contenues dans le 2,4,5-T. Face à cette controverse, le ministère de l'Environnement confie au BAPE, en mars 1983, le mandat d'enquêter et de tenir des audiences publiques relativement au projet de pulvérisation aérienne d'herbicides en milieu forestier. Les conclusions et recommandation du BAPE sur le projet de pulvérisation aérienne d'herbicides en milieu forestier de 1983-84 ont été les suivantes :

- Le 2,4,5-T est potentiellement toxique à cause du contaminant TCDD (une dioxine) et son utilisation comporte un trop grand risque pour l'humain et l'écosystème. La toxicité du 2,4-D étant moins probante que celle du 2,4,5-T, son utilisation devrait cependant être substituée par les moyens mécanisés de dégagement.
- Les moyens mécaniques ne peuvent présentement substituer les moyens chimiques adéquatement car ils n'ont pas encore été soumis à une évaluation rigoureuse. Leur efficacité et praticabilité en milieu forestier québécois est donc incertaine. (BAPE, 1983-1984)

Suite à ces recommandations du BAPE, le Gouvernement décida donc d'interdire toute utilisation de 2,4,5-T et de 2,4-D en forêt. Il n'a cependant pas fallu attendre bien longtemps pour voir d'autres herbicides faire leur apparition en foresterie. En 1984, le glyphosate, sous la formulation commerciale Vision<sup>MD</sup>, est homologué au Canada et il devient en 1985 l'herbicide par excellence pour dégager les plantations de résineux au Québec (Legris, 1989).

À cette époque, on assiste à un effort considérable de reboisement catalysé par l'adoption en 1986 de la *Loi sur les forêts* et en 1989 de la *Politique d'utilisation des pesticides en milieu forestier* (MRNF, 2005). Pour la période de 1988 à 1993, des superficies moyennes de 31 000 ha sont ainsi traitées par le glyphosate chaque année (BAPE, 1997) et ce n'est qu'à partir de 1994 que les superficies dégagées avec des herbicides commencent à diminuer (figure 1).

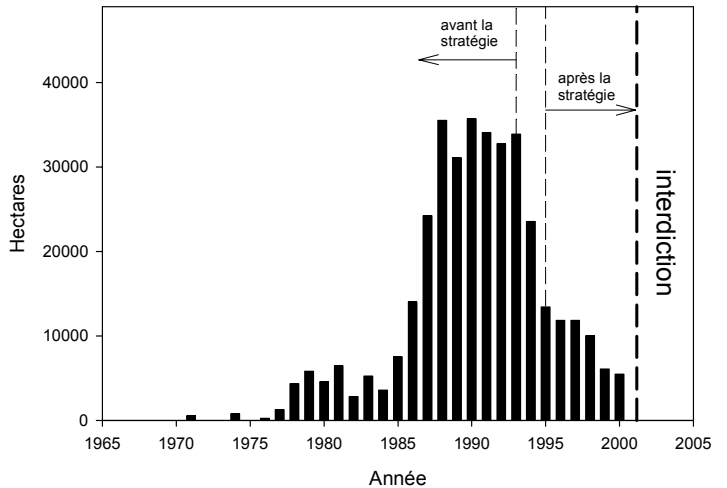


Figure 1. Utilisation de d'herbicides dans le milieu forestier québécois depuis 1971 (d'après le MRNF, 2005)

Cette baisse substantielle dans l'utilisation d'herbicides chimiques de dégagement coïncide avec l'adoption de la *Stratégie de protection des forêts* du ministère des Forêts (MFO) en 1994. Un des engagements au cœur de la stratégie du MFO était d'éliminer complètement l'utilisation des herbicides chimiques en forêt publique au cours des prochains dix ans. Cet engagement ministériel n'a cependant pas fait l'unanimité chez les compagnies forestières, les ingénieurs forestiers responsables de la gestion des forêts et Hydro-Québec qui se devait de dégager la végétation sous les lignes à haute tension. Cette période de 10 ans était perçue comme irréaliste. Après avoir étudié ce projet de loi, le BAPE proposait déjà en 1991 une mesure encore plus drastique, soit « que le recours aux herbicides chimiques soit banni d'ici cinq ans après l'adoption de la Stratégie ». Selon le BAPE, ce délai de cinq ans était suffisant pour améliorer l'efficacité des méthodes mécaniques (alternatives aux herbicides) sur le plan de l'environnement et de la santé.

En 1997, on assiste à une autre audience publique du BAPE sur le *Programme de dégagement de la régénération forestière*. Ce projet du MRN était alors destiné à couvrir la période de 5 ans précédent l'arrêt complet de l'utilisation des herbicides en milieu forestier fixé pour 2001. Suite à l'audience, le BAPE

recommande plutôt au MRN de ne retenir que le scénario de dégagement mécanique et biomécanique et d'éliminer complètement l'utilisation des herbicides. Les raisons évoquées par le BAPE ont été les suivantes :

- À la lumière des informations disponibles, les impacts environnementaux découlant de l'utilisation du glyphosate sont supérieurs à court terme à ceux du mode de dégagement mécanique particulièrement en ce qui a trait à la dynamique des populations fauniques
- La crainte de la population pour tout ce qui est chimique est trop grande
- Le Gouvernement doit maintenir son engagement de bannir les herbicides au plus tard en 2001
- Cette décision va dans le sens du principe de prudence développé par la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement
- Le dégagement mécanique est perçu comme un outil de développement économique et social régional puisqu'il crée beaucoup plus d'emplois

Bien que la participation à l'audience publique a été jugée faible par certains participants, les revendications sociales et environnementales de la population ont eu les dessus sur les revendications économiques des industriels et du gouvernement (BAPE, 1997).

Le Gouvernement décide donc finalement en 2001 d'abolir l'utilisation des herbicides en milieu forestier. Cette mesure ne s'applique qu'en forêt publique, mais depuis, le Gouvernement ne subventionne plus les travaux sylvicoles faits en forêt privée s'il y a utilisation d'herbicides. Depuis, la gestion de la végétation accompagnatrice s'effectue principalement de façon mécanique suivant les recommandations du BAPE après l'audience publique de 1997 (Dubois, 2002). L'usage des herbicides demeure néanmoins permis pour certaines activités forestières autres que le dégagement des plantations, pour les bleuélières du lac St-Jean, par exemple. L'utilisation d'herbicides est permise, cependant, pour supprimer ou contrôler la végétation sur les routes forestières et sous les lignes à haute tension (Loi sur les pesticides, Québec, 2005).

Actuellement, outre les traitements mécanisés qui sont principalement utilisés, une stratégie de reboisement hâtif est mise en oeuvre dans les stations où la compétition végétale s'avère forte (Thiffault et al., 2003). Au niveau de la recherche, un modèle de maîtrise intégrée de la végétation forestière adapté aux caractéristiques écologiques des stations reboisées est en plein développement (Roy et al., 2003). Ce modèle comprend l'utilisation des opérations de préparation de terrain, de reboisement hâtif, de mise en terre de plants de fortes dimensions et de dégagement mécanique (essentiellement manuel) de plantations. Un réseau de 14 stations expérimentales, couvrant trois régions écologiques distinctes, a ainsi été créé afin d'étudier l'effet combiné de ces diverses stratégies (Roy et al., 2003). Cette

stratégie de maîtrise intégrée de la végétation semble être efficace dans les plantations résineuses (Thiffault et al. 2004), ce qui est de bon augure puisque c'est cette forme de régénération artificielle qui est majoritaire au Québec.

### **Les impacts environnementaux des herbicides : le cas du glyphosate**

Aujourd'hui, les herbicides sont reconnus comme des substances chimiques relativement dangereuses pour la santé humaine et celle des écosystèmes. Parmi les herbicides les plus utilisées, on en retrouve qui sont potentiellement cancérigènes et/ou perturbateurs du système endocrinien (NCAP, 1999a) Une fois lessivés par l'eau de pluie ou dispersés par le vent, certains de ces composés chimiques se retrouvent dans les cours d'eau et les aquifères (NCAP, 1999b). De plus, quelques un de ces herbicides appartiennent à la classe des produits chimiques persistants en raison de leur potentiel de bioaccumulation. Cependant, ce ne sont pas tous les herbicides qui ont la même toxicité pour l'environnement. Le glyphosate, un ingrédient actif développé par Monsanto sous plusieurs formulations, est largement utilisé en foresterie pour éliminer la végétation compétitrice. Au Canada, en 1998 environ 38% des traitements sylvicoles réalisés dans les plantations utilisaient le glyphosate (Mihajlovich et al., 2004).

### **Mode d'action et toxicité**

Le glyphosate (N-phosphonométhylglycine), un inhibiteur compétitif, bloque une enzyme spécifique à la plante, la 3-énolpyruvylshikimate-5-phosphate synthase (Voet et Voet 1998). Il perturbe ainsi certaines voies métaboliques propres aux végétaux, dont la synthèse des acides aminés aromatiques (Harzler, 2001). Le glyphosate est donc un phytocide non-sélectif, systémique et post-émergeant (Franz et al., 1997). Généralement, on le retrouve sous la forme d'un sel couplé à l'isopropylamine, un surfactant facilitant son transport à travers la cuticule végétale (Relyea, 2005). Ce surfactant a aussi la particularité de restreindre la mobilité de la molécule dans l'écosystème. Plusieurs études de toxicologie démontrent que le glyphosate, à cause de son mode d'action particulier, est hautement toxique pour les plantes et largement non-toxique pour les animaux (William et al., 2000, Tatum, 2004). De plus, il n'existe aucune évidence que le glyphosate possède des propriétés de neurotoxicité, d'immunotoxicité et de perturbateur endocrinien (SERA 2002). En fait le glyphosate est l'une des substances chimiques les mieux caractérisées aujourd'hui et il existe même des informations toxicologiques pour les métabolites issus de cette substance (William et al., 2000)

Cependant, il existe une forte controverse à savoir si les formulations commerciales du glyphosate, comme le Roundup<sup>MD</sup>, sont potentiellement plus toxiques que l'ingrédient actif seul. À cet effet, des études en laboratoire montrent par exemple que le Roundup<sup>MD</sup> est plus toxique au niveau des érythrocytes (Pieniazek, et al., 2004) et au niveau de la



respiration mitochondriale (Peixoto, 2005) que le glyphosate seul. Néanmoins, bien que ces études aient démontré la toxicité accrue du Roundup<sup>MD</sup>, elles ne sont pas représentatives de réels scénarios d'exposition. William et al. (2000) ont d'ailleurs démontré que le Roundup<sup>MD</sup> n'a aucun effet négatif sur le développement, sur le système reproducteur et sur le système endocrinien. Selon ces auteurs, le Roundup<sup>MD</sup> ne présente donc aucun risque pour la santé humaine et celle des mammifères lorsqu'il est utilisé adéquatement. Par souci préventif, il serait quand même prudent de mettre en place des études *in situ* tant en milieux agricoles que sylvicoles afin de comparer, au niveau des impacts environnementaux, les formulations commerciales du glyphosate à la substance active seule. Enfin, il est important de faire la distinction entre les usages agricoles et sylvicoles d'herbicides. En sylviculture, la période critique d'utilisation d'herbicides se situe généralement pendant les deux premières années suivant l'établissement des semis (Balandier et al., 2005) mais elle peut s'étirer sur quelques années en présence d'une compétition végétale féroce. Sommes toute, dans la majeure partie des cas rencontrés en foresterie, l'application d'herbicides survient une à deux fois pour toute la durée de la rotation alors qu'en agriculture intensive cette application est réalisée au moins une fois l'an et à chaque année. Les impacts environnementaux découlant de chacun de ces usages sont donc bien différents. Bien que l'utilisation sylvicole d'herbicides mène à de plus faibles impacts qu'en agriculture, l'application de ces substances doit être adéquatement surveillée et faire l'objet d'un suivi environnemental afin de s'assurer que leur présence en milieux naturels ne gêne pas l'intégrité des écosystèmes.

Au niveau de sa dispersion dans l'environnement, le glyphosate présente des qualités intéressantes lorsque utilisé avec un surfactant approprié. Fortement retenu par le sol et donc peu lessivé, ce sont les microorganismes qui dégradent la majeure partie du glyphosate non absorbé par les plantes (Kools et al., 2005). Les pertes au niveau de la photodécomposition et/ou volatilisation semblent négligeables (Couture et al., 1995; Malik et Kishore, 1989). Par ailleurs, plusieurs chercheurs travaillent déjà depuis plus d'une vingtaine d'années afin d'optimiser les processus d'utilisation du glyphosate dans les aires de reboisement afin d'en réduire davantage les impacts sur les écosystèmes (Thompson et Pitt, 2003). Le tableau 1 résume brièvement les caractéristiques ainsi que les impacts environnementaux connus du glyphosate selon les composantes physiques, biologiques et sociales étudiées.

#### **Impacts sur la composition de la communauté végétale et faunique**

Au niveau des impacts sur la végétation et la faune en forêt, on observe habituellement un changement temporaire dans la composition et l'abondance des espèces végétales suite à un traitement au glyphosate (Micheal et Hermy, 2002). L'effet majeur se fait évidemment sentir les premières années du traitement où, selon la proportion de la superficie traitée, une majeure partie de la végétation est supprimée. Par ailleurs, le

changement de composition de végétation suite à l'application du glyphosate, bien qu'il soit éphémère, peut provoquer des impacts indirects sur la faune. Par exemple, chez les gros mammifères, l'application de glyphosate sur des terrains forestiers a comme conséquence une diminution à court terme de la disponibilité en nourriture. La diversité et la densité des populations de petits mammifères sont cependant peu affectées par ce type de traitement. Du côté des invertébrés et des oiseaux, les impacts indirects peuvent être positifs ou négatifs dépendamment de l'espèce étudiée. Le tableau 2 résume les nombreux travaux réalisés à ce sujet. Globalement, on remarque donc que les effets négatifs indirects sur la faune ont plutôt lieu dans les 3 années qui suivent le traitement, alors qu'à plus long terme ces impacts tendent à s'estomper. Enfin au niveau microscopique, les communautés bactériennes et fongiques semblent très peu affectées par l'épandage de glyphosate en milieu forestier (Houston et al, 1998; Stratton et Stewart, 1992). Il faut noter ici que la comparaison du traitement du glyphosate s'est généralement faite avec un site contrôle où la végétation n'était traitée d'aucune façon. Ceci suggère que les différences seraient encore moindres si les comparaisons étaient faites avec des sites traités mécaniquement.

Les impacts environnementaux des herbicides sont normalement directement reliés à la proportion de la surface forestière qui est traitée. On peut donc réduire les impacts en limitant son utilisation à la partie directement adjacente à l'arbre planté. En effet, quelques études montrent qu'un traitement localisé à la base du plant par épandage terrestre est tout aussi efficace, après un an, qu'un épandage sur toute la superficie de reboisement (Coll et al., 2005; Richardson et al. 2005). En minimisant ainsi la surface traitée, on minimise les impacts sur la composition de la végétation et indirectement sur la faune. Par ailleurs, cette utilisation locale d'herbicides permet de créer deux dynamiques de végétation décalées dans le temps, ce qui diversifie les habitats et par conséquent les espèces fauniques.

C'est dans ce contexte que l'usage de certains herbicides est toléré par les organismes de certification qui prône une foresterie durable et responsable tels que le Forest Stewardship Council (FSC), un des plus importants organismes internationaux de certification forestière. Selon le FSC, la gestion forestière doit promouvoir le développement et l'adoption de techniques non chimiques et à faibles impacts environnementaux pour gérer la végétation accompagnatrice ou tout autre forme de peste. Il n'en demeure pas moins que l'utilisation d'herbicide est considérée acceptable par le FSC si les gains environnementaux d'un tel usage sont clairement démontrés (FSC, 2005).

Tableau 1. Évaluation des impacts de l'utilisation du glyphosate dans les aires de reboisement

Composante	Caractéristiques	Références	
Physique	- non volatil/ peu de photo-décomposition	Doliner, 1991	
	- relativement immobile dans le sol	Doliner, 1991	
	- rapidement transformé puis dégradé par les microorganismes du sol	Malik et al., 1989	
	- demi-vie inférieure à 60 jours	Feng et Thompson, 1990	
	- généralement non détecté après 12-15 mois suivant sont application	Couture et al, 1995	
	- généralement peu lessivé	US EPA, 1990	
	- dégradé plus lentement dans les sédiments	Couture et al., 1995	
	- principalement absorbé par le feuillage des plantes	Couture et al., 1995	
Biologique	- niveau de toxicité directe faible chez les animaux	Tatum, 2004	
	- aucune évidence de neurotoxicité, d'immunotoxicité et non perturbateur du système endocrinien	SERA, 2002	
	- pas de bioaccumulation	Malik et al., 1989	
	- pratiquement non toxique pour une absorption cutanée	Couture et al., 1995	
	- dans le contexte forestier québécois, présente peu risque pour la faune	Couture et al., 1995	
	- risques d'intoxication associés aux additifs, aux impuretés et aux métabolites sont faibles	Couture et al., 1995)	
	- un changement dans la composition des espèces végétales est observé suivant un traitement	Michael et Hermy, 2002	
	- à moyen terme, la composition végétale revient à la normale	Lautenschlager et Sullivan, 2002	
	- des effets indirects sur la faune (habitat, nourriture) sont observés à court terme (jusqu'à 3 ans)	Voir tableau 2	
	- à moyen terme l'augmentation du brouet et du couvert favorise les communautés aviennes et les gros mammifères	Voir tableau 2	
	Sociale	- Risque pour les travailleurs est faible	Lavy et al, 1992
		- Risque d'intoxication de la population, selon le scénario du pire cas réaliste, demeure faible	Couture et al., 1995
		- Inquiétude et opposition de la population	Wagner, 1994

Tableau 2a. Effets indirects observés sur la faune suite à la pulvérisation de glyphosate en milieu forestier (d’après Lautenschlager et Sullivan, 2000 ; Couture et al., 1995)

Thème de l’étude	Observations et conclusions	Références
<b>Oiseaux</b>	<b>Le traitement entraîne un changement de végétation et d’habitats qui peut-être positif ou négatif dépendant de l’espèce.</b>	
Effet à court terme	Densité totale réduite significativement par les traitements de dégagement des conifères.	Lautenschlager, 1991 (Maine, É.-U.)
	Densité réduite chez la plupart des espèces nicheuses, l’année du traitement. L’année suivante on retrouve une densité similaire à avant le traitement.	Mackinnon et Freedman, 1993 (Nouvelle-Écosse, Canada)
	Pas de différence dans la densité globale de la communauté aviaire entre le secteur traité et le contrôle.	Morisson et Meslow, 1984 (Oregon, É.-U.)
	Densité totale moindre dans les secteurs traités pour les trois ans suivant le traitement.	Santillo et al., 1989 (Maine, É.-U.)
	Profil de la communauté aviaire pas affecté un an suivant le traitement dans une sapinière à bouleau jaune. Pas de différences significatives dans l’incidence de prédation sur les œufs entre secteur traité et le contrôle.	Déry et al., 1994 (Québec, Canada)
Effets à moyen terme	L’abondance relative des espèces diffère 3-5 ans après le traitement à cause du changement dans la structure de végétation entre secteur traité et le contrôle.	Milton et Towers, 1990 (Nouvelle-Écosse, Canada)
	Augmentation significative de la densité de plusieurs espèces 7-9 ans après le traitement due aux modifications d’habitats.	Hardy et Desgranges, 1990 (Québec, Canada)
<b>Petits mammifères</b>	<b>La diversité et la densité des populations semblent peu affectées par un traitement au glyphosate en milieu forestier.</b>	
Effet à court terme	Diversité, abondance et biomasse des populations augmentent 1 an après l’année du traitement; 2 ans après le traitement, retour aux mêmes valeurs qu’avant le traitement.	Anthony et Morrison, 1985 dans Lautenschlager, 1993 (Oregon, É.-U.)
	2 mois après le traitement pas de changement dans les populations; seul le campagnol à dos roux a été moins abondant un an après le traitement.	D’Anieri et al., 1987 (Maine, É.-U.)
	Densité réduite pour le campagnol à dos roux, 1 an après traitement; inversement les petits mammifères fréquemment retrouvés sur ces sites (ex : souris sylvestre) sont avantagés.	Lautenschlager, 1991 (Maine, É.-U.)
	Souris sylvestre plus abondante dans les zones non traitées; la taille des souris est identique pour le contrôle et la zone traitée.	Ritchie et al., 1987 dans Lautenschlager, 1993
	Aucun effet négatif sur la reproduction, la croissance et la survie de la souris sylvestre, 1 an après le traitement.	Sullivan et Sullivan, 1981 dans Lautenschlager, 1993 (Colombie-Britannique, Canada)
	Peu de changements au sein des populations un an après traitement, faible augmentation ou diminution de certaines populations.	Déry et al., 1994 (Québec, Canada)

Tableau 2b. Effets indirects observés sur la faune suite à la pulvérisation de glyphosate en milieu forestier (d'après Lautenschlager et Sullivan, 2000 ; Couture et al., 1995).

Thème de l'étude	Observations et conclusions	Références
Petits mammifères Effet à court terme	<p>Diversité et richesse semblable à un site non traité.</p> <p>Pendant les deux ans qui suivent le traitement, les populations de souris sylvestre présentent un ratio de sexe, un poids corporel moyen, un taux de reproduction et de survie similaire comparable au contrôle.</p> <p>Populations de souris sylvestre décroissent dans les deux mois qui suivent le traitement sur le site côtier mais demeurent non affectées sur l'autre site.</p> <p>Populations de souris (tamia) pas affectées par le traitement.</p> <p>Rien n'indique une diminution de diversité après un traitement.</p>	<p>Clough, 1987 dans Lautenschlager, 1993 (Maine, É.-U.)</p> <p>Runciman et Sullivan, 1996 (Colombie-Britannique, Canada)</p> <p>Sullivan et Boateng, 1996 (Colombie-Britannique, Canada)</p>
Taux de capture similaire pour 6 espèces entre la zone traitée et le contrôle pendant les deux ans suivant l'épandage. Aucun traitement n'a semblé affecter l'abondance des souris sylvestres. Pour le suisse (tamia) l'abondance diminue tant pour un traitement mécanique que chimique. Moins de captures dans les zones traitées pendant les 3 premières années possiblement dû à la diminution de nourriture et d'habitat. Composition des espèces pas affectée les 3 années suivant le traitement. Populations de certaines espèces sont affectées durant les 2 premières années, mais 3 à 4 ans après les populations reviennent à l'équilibre. Augmentation de la souris sylvestre 2-3 ans après le traitement et diminution du campagnol à dos roux de Gapper les 3 premières années après l'application.	<p>Taux de capture similaire pour 6 espèces entre la zone traitée et le contrôle pendant les deux ans suivant l'épandage.</p> <p>Aucun traitement n'a semblé affecter l'abondance des souris sylvestres. Pour le suisse (tamia) l'abondance diminue tant pour un traitement mécanique que chimique.</p> <p>Moins de captures dans les zones traitées pendant les 3 premières années possiblement dû à la diminution de nourriture et d'habitat.</p> <p>Composition des espèces pas affectée les 3 années suivant le traitement.</p> <p>Populations de certaines espèces sont affectées durant les 2 premières années, mais 3 à 4 ans après les populations reviennent à l'équilibre.</p> <p>Augmentation de la souris sylvestre 2-3 ans après le traitement et diminution du campagnol à dos roux de Gapper les 3 premières années après l'application.</p>	<p>Cole et al., 1998 (Oregon, É.-U.)</p> <p>Lautenschlager, 1995 (Ontario, Canada)</p> <p>Santillo et al. 1989 dans Lautenschlager, 1993 (Maine, É.-U.)</p> <p>Gagné et al., 1999 (Québec, Canada)</p> <p>Lautenschlager et al., 1997b, 1998</p> <p>McMillan et al., 1990 (Ontario, Canada)</p>
Diversité des communautés de plantes et de petits mammifères a été conservée à l'échelle du paysage suite au traitement. La dynamique des populations de mammifères a aussi été conservée. Reproduction, survie et croissance de la souris sylvestre et du campagnol d'Oregon n'ont pas changé suite au traitement. La richesse de ces espèces n'a pas changé alors que la diversité a varié un peu. Richesse et densité globale semblable pour une forêt mature, une régénération naturelle et une plantation de conifères traitée ou non.	<p>Diversité des communautés de plantes et de petits mammifères a été conservée à l'échelle du paysage suite au traitement. La dynamique des populations de mammifères a aussi été conservée.</p> <p>Reproduction, survie et croissance de la souris sylvestre et du campagnol d'Oregon n'ont pas changé suite au traitement. La richesse de ces espèces n'a pas changé alors que la diversité a varié un peu.</p> <p>Richesse et densité globale semblable pour une forêt mature, une régénération naturelle et une plantation de conifères traitée ou non.</p>	<p>Sullivan et al., 1998a et b (Colombie-Britannique)</p> <p>Sullivan et al., 1997 (Colombie-Britannique)</p> <p>Milton et Towers, 1990 dans Lautenschlager, 1993 (Nouvelle-Ecosse, Canada)</p>
Effet à moyen terme		

Tableau 2c. Effets indirects observés sur la faune suite à la pulvérisation de glyphosate en milieu forestier (d'après Lautenschlager et Sullivan, 2000 ; Couture et al., 1995)

Thème de l'étude	Observations et conclusions	Références
Gros mammifères	L'utilisation du territoire tend à être réduite les 3 années suivant le traitement au glyphosate et revient à la normale à moyen terme.	
Effet à court terme	<b>Cerf à queue noir</b> : aucune aversion à consommer de la végétation traitée au glyphosate. <b>Cerf à queue noir</b> : aucune aversion à brouter la végétation traitée sauf pour des concentrations phytotoxiques de 2,4 et 4,5 kg/ha. <b>Cerf à queue noir</b> : un an suivant le traitement, aucune réduction de l'utilisation du secteur traité est observée. <b>Original</b> : broutage hivernal diminue dans les secteurs traités (diminution de la végétation à cause du glyphosate), mais déplacement normal est quand même observé dans ces zones.	Sullivan et Sullivan, 1979 (Colombie-Britannique) Campbell et al. 1981 (Oregon, É.-U.) Sullivan, 1985 (Colombie-Britannique) Kelly, 1993 (Ontario, Canada)
Effets à court et moyen terme	<b>Original</b> : diminution du brouillage aéroporté de 5 à 41% pour un épandage aérien de 1.07 kg/ha et de 63 à 92% pour une quantité de 2.7 kg/ha. <b>Original</b> : aucune différence significative sur l'utilisation hivernale de territoires traités 7 et 19 mois après, mais après 31 et 43 mois, préférence pour secteur non traité. <b>Original</b> : préférence des zones non traitées durant les 3 années qui suivent le traitement.	Cumming, 1989 (Ontario, Canada) Connor et McMillan, 1990 (Ontario, Canada) Lloyd, 1989, 1990 dans Lautenschlager, 1993 (Colombie-Britannique)
	<b>Original</b> : application aérienne modifie l'utilisation du territoire, cette tendance est observable même après trois ans. <b>Original</b> : utilisation du territoire diminue la première et la troisième année suivant le traitement.	Connor, 1992 (Ontario, Canada) Hjeljord et Gronvold, 1988 dans Lautenschlager, 1993 (Norvège) Lautenschlager, 1991 (Maine, É.-U.)
	<b>Original</b> : réduction de la disponibilité du brouillage pour plus de trois ans. <b>Cerf de Virginie</b> : l'utilisation du secteur traité demeure inchangée ou elle augmente l'année suivant le traitement.	Eschholz et al., 1996 (Maine, É.-U.) Hjeljord, 1994 (Norvège)
Effet à moyen terme	<b>Original</b> : biomasse disponible est réduite significativement pour les 2 ans suivant le traitement. 7-11 ans après la biomasse disponible augmente de 4-5 fois. <b>Chevreuil</b> : 4 -5 ans après le traitement les chevreuils ne distinguaient plus l'aire traitée du contrôle. <b>Chevreuil</b> : 7 -10 ans après le traitement, les données suggèrent que la disponibilité du brouillage est peu affectée par un traitement.	Raymond et al., 1996 (Maine, É.-U.) Trichet et al., 1987 (France) Vreeland et al., 1998 (Maine, É.-U.)

Tableau 2d. Effets indirects observés sur la faune suite à la pulvérisation de glyphosate en milieu forestier (d'après Lautenschlager et Sullivan, 2000 ; Couture et al., 1995)

Thème de l'étude	Observations et conclusions	Références
Gros mammifères Effet à moyen terme	<p><b>Original :</b> Après 7-10 ans, les secteurs traités tendent à être plus utilisés que le contrôle.</p> <p><b>Original :</b> Après huit ans, on retrouve plus de brouit dans l'aire traité par rapport au contrôle.</p> <p>La quantité potentielle de protéines digestibles est plus élevée sur le site traité 8 ans après.</p>	<p>Eschholz et al., 1992 dans Lautenschlager, 1993 (Maine, É.-U.) Lautenschlager, 1992 (Ontario, Canada) Cummings et al., 1995 (Ontario, Canada)</p>
Invertébrés	<p><b>La densité et diversité de certaines espèces peuvent être modifiées par un traitement au glyphosate en milieu forestier.</b></p>	
Effets à court terme	<p>2 ans après traitement plus grande diversité dans l'aire traitée au glyphosate. Densité de la population de carabid pas affectée par le traitement.</p> <p>Abondance des anthropodes pas affecté de manière significative par le traitement, mais une variation entre anthropodes terrestres et foliaire est observée dans le temps.</p> <p>2 et 3 ans après le traitement, l'activité de surface des gastropodes reviens plus facilement à la normale dans les aires de coupe que dans les aires d'épandage.</p> <p>De toutes les espèces récoltées, l'homoptera est le seul qui présente une densité plus faible dans le secteur traité.</p>	<p>Duchesne et al., 1999 (Ontario, Canada) Gagné et al., 1999 (Québec, Canada) Prezio et al., 1999 (Ontario, Canada) Ward et al., 1998 (Ontario, Canada) Hawkins et al., 1997 (Ontario, Canada)</p>
Amphibien et reptile	<p>Pour les deux années suivant le traitement, pas de changement dans les populations des deux espèces de grenouille les plus retrouvées dans cet écosystème.</p> <p>Certains développement anormaux sont survenus chez la grenouille des bois (<i>Rana sylvatica</i>) dans une des quatre zones traitées au glyphosate (dans les deux ans suivant l'épandage). Ces anomalies existent cependant naturellement à une fréquence très faible</p>	<p>Bogart, et al., 1995 (Ontario, Canada) Lautenschlager et al., 1998 (Ontario, Canada)</p>
Effet à court terme		

## Les alternatives aux herbicides et leurs impacts sur l'environnement

Il existe plusieurs alternatives à l'utilisation d'herbicides pour gérer la végétation accompagnatrice en milieu forestier. Cependant, ces alternatives demeurent moins populaires en raison de leur ratio coût/efficacité relativement élevé par rapport aux herbicides. En effet, malgré que l'aspect économique soit un obstacle de taille à la mise en marché des alternatives, les considérations environnementales réelles ou perçues poussent souvent les gens à développer et utiliser ces techniques pour dégager les plantations (Richardson et al., 2002). Hormis le fait qu'il y ait un intérêt grandissant pour les alternatives, nous pouvons constater qu'il existe peu d'études documentant les impacts environnementaux indirects associés à leurs usages. Dans cette section les différentes alternatives à l'utilisation des herbicides seront brièvement décrites. Le tableau 3 offre un résumé des principales caractéristiques de ces diverses méthodes présentement disponibles.

### *Traitements mécaniques*

La méthode la plus couramment employée pour remplacer les herbicides est le dégagement mécanique (manuel ou motorisé) des plantations et la préparation mécanique du site de reboisement. Ces opérations mécaniques sont d'une efficacité très variable selon le type d'écosystème et leur succès dépend très fortement du type de végétation qui est visé (Balandier et al., 2005). Des études réalisées au Québec depuis plus de 15 ans démontrent que des gains de croissances significatifs chez l'épinette noire sont obtenus 5 ans et 10 ans suivant un traitement mécanique manuel singulier ou répété (Jobidon et Charette, 1997; Jobidon et al., 1999). À l'inverse, on constate que dans les plantations de peupliers hybrides du sud du Québec, les opérations mécaniques motorisées sont inefficaces pour maîtriser la végétation accompagnatrice (Coll et al., 2005). Il s'avère donc nécessaire de bien différencier entre les diverses méthodes mécaniques de gestion de la végétation compétitrice.

En effet, le traitement mécanisé manuel reste très efficace pour la maîtrise de la végétation accompagnatrice lorsqu'il s'agit d'une compétition pour la lumière (Thiffault et al., 2003) en plus de présenter des impacts environnementaux relativement faibles. Cette option demeure donc totalement justifiée dans les aires de reboisement destinées à la croissance d'essences résineuses. Or, dans le contexte d'une gestion forestière plus intensive, comme les plantations d'essences à forte croissance, c'est un dégagement réalisé à l'aide d'un tracteur forestier qui est souvent utilisé bien qu'il ne présente pas une efficacité comparable aux opérations mécaniques manuelles. De plus, les traitements motorisés causent des impacts environnementaux plus prononcés en perturbant le sol. On peut attribuer le manque d'efficacité au fait que le tracteur laisse une aire de végétation non traitée en périphérie du plant ce qui rehausse la compétition. Face à une végétation composée majoritairement de graminées, des espèces fort compétitives au niveau des ressources du sol, cet espace non

traité est suffisant pour gêner la croissance de l'arbre (Thomas et al., 2000; Coll et al., 2005). Enfin, certaines de ces espèces de graminées peuvent repousser vigoureusement suite au dégagement motorisé, ce qui fait en sorte que la compétition peut se retrouver accentuée. En résumé, pour que les traitements mécaniques soient efficaces, il faut choisir le bon traitement et posséder une bonne connaissance de l'évolution des complexes végétaux au fil des années afin d'intervenir au bon moment (Bedford et Mackinnon, 1996).

Actuellement, les méthodes mécaniques sont perçues comme ayant des impacts environnementaux plus faibles que les herbicides (Dubois, 2002), bien que très peu d'études rigoureuses ont été faites sur les impacts environnementaux directs et indirects de telles pratiques (Micheal et Hermy, 2002). Ainsi, on ne connaît pas les quantités de monoxyde de carbone qui sont émises par la machinerie utilisée, les quantités d'huile et de diesel qui peuvent se retrouver dans le sol, l'impact de la compaction du sol (dû à la circulation de la machinerie) sur la productivité à long terme de l'écosystème (Kabzems, 1996), l'impact du bruit sur la faune (Radle, 2005) et les effets à long-terme sur la dynamique de la végétation des sous-bois. À l'inverse des études sur les herbicides, les effets des interventions mécaniques sur les modifications de la flore et de la faune (changements dans les habitats, les sources alimentaires, etc.) sont très peu documentés.

Enfin, vu la complexité des interactions qui régit la dynamique des écosystèmes forestiers, il est difficile d'évaluer, surtout à long terme, les impacts environnementaux à l'échelle du paysage à l'aide des différents outils disponibles (Micheal et Hermy, 2002). Par exemple, plusieurs chercheurs ont montré l'inadéquation des indices de diversité traditionnels pour comparer l'impact des traitements chimiques et mécaniques (Micheal et Hermy, 2002). L'efficacité d'un traitement et ces impacts sur l'environnement doivent donc être quantifiés à plusieurs moments au cours du cycle de croissance du peuplement forestier et cela à différentes échelles spatiales afin d'obtenir une vue d'ensemble complète des différents traitements utilisés (Comeau et al, 1996).

### *Plantes de couverture*

L'introduction de plantes couvre-sol, comme des céréales ou des légumineuses, est une technique utilisée depuis bien longtemps aussi bien en Nouvelle-Zélande qu'en Europe (Frochot et al, 2002; Schütz 2004; Provendier et Balandier 2004). Dans le contexte de la maîtrise de la végétation compétitrice, l'utilisation des plantes de couverture vise à restreindre le développement des plantes à fort pouvoir concurrentiel par l'établissement d'espèces mieux tolérées par les semis comme les céréales. Une telle stratégie de gestion de la végétation compétitrice permet d'augmenter la disponibilité du brouet pour les mammifères en plus d'accélérer le renouvellement de la matière organique et d'enrichir le site en nutriments (Thomas et Steen, 1996). Cependant, sur les sites à productivité élevée, certains types

d'herbes peuvent entrer en compétition avec les arbres plantés (Negrave et Kabzems, 1996). Le choix des bonnes plantes couvre-sol ainsi que la technique d'installation de ces plantes dans le milieu s'avèrent donc critiques pour que cette pratique soit réellement efficace. Les effets secondaires de ces pratiques, en terme de modification floristique à moyen et long terme doivent aussi être considérés afin d'optimiser les effets positifs des plantes de couverture tout au long de la rotation.

#### *Animaux domestiques*

Une autre alternative d'intérêt est l'abrouissement contrôlé par des animaux domestiques comme le mouton. Des recherches antérieures démontrent que cette stratégie peut être dans certains cas aussi efficace que les herbicides et les traitements mécaniques (Newsome, 1996). Il y a peu d'impacts environnementaux reliés à cette pratique, en plus des bénéfices économiques associés à l'élevage des moutons. Mais, puisque les moutons sont efficaces pour brouter seulement certaines espèces végétales, cette alternative ne peut pas être considérée viable pour tous les types d'écosystèmes forestiers (Newsome, 1996). Il faut par ailleurs bien définir l'état de charge toléré par les plantations du fait des dégâts (brout, frottis) que peuvent occasionner les animaux s'ils n'ont pas une quantité de nourriture suffisante.

#### *Paillis*

L'utilisation de paillis couvre sol, de son côté, possède l'avantage d'être efficace pour contrôler toutes les communautés de plantes (McDonald et Fiddler, 1996). En plus de maîtriser la végétation accompagnatrice pendant assez longtemps, le paillis permet aussi de conserver l'humidité à la base des plants (McDonald et Fiddler, 1996). Cependant, certains matériaux comme les copeaux de bois, ont un effet nuisible sur les plants qui ils peuvent causer une diminution de température et du contenu en oxygène dans le milieu (Greenly et Rakow, 1995). Cette stratégie est malgré tout très prometteuse à cause de sa très haute efficacité et de ces faibles impacts sur l'environnement, mais son coût relativement élevé par rapport aux autres alternatives restreint son utilisation (Fiddler et McDonald, 1996; Green et al. 2003). Par ailleurs, des impacts environnementaux négatifs pourraient être associés à l'utilisation de paillis non biodégradables, comme ceux en plastique, car ces derniers peuvent séjourner de nombreuses années dans le sol avant d'être récupérés.

#### *Composés naturels*

Certaines autres alternatives s'appuient sur le même principe que les herbicides, soit l'utilisation d'une substance phytochimique. Des composés naturels comme l'huile essentielle de citronnelle ont déjà été étudiés pour remplacer les herbicides synthétiques. Cependant lorsque l'on compare la quantité de citronnelle (500 kg/ha) nécessaire pour contrôler la végétation versus celle de glyphosate (environ 1 kg/ha), il est légitime de se demander si cette substance naturelle est sécuritaire pour l'environnement

(Micheal et Hermy, 2002). Il faut aussi prendre en compte les impacts environnementaux qu'occasionnera la culture de la plante dont on veut extraire le composé naturel pour avoir un bilan global des impacts (Micheal et Hermy, 2002). Les composés naturels demeurent toutefois une alternatives très prometteuse à cause de l'immense diversité qui existe en matière de phytotoxines (Duke et al., 2000).

#### *Champignons*

Mis à part les composés naturels, certains organismes pathogènes présentent d'intéressantes qualités comme substance herbicide. C'est notamment le cas du champignon *Chondrostereum purpureum*. Homologué en 2002 par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), la pâte Myco-Tech<sup>MD</sup> (nom donné au produit commercial) a été développée, en partie, au Québec par la corporation Myco-Forestis. Cette nouvelle technologie semble prometteuse comme moyen pour contrôler la végétation de feuillus, car aucun impact environnemental négatif n'a été associé à son utilisation (Vanderbroucke et al., 2005). Néanmoins, on peut se questionner sur la mobilité du champignon et du risque qu'il devienne un parasite à contrôler. En principe, son application ne présente aucun risque pour la santé humaine et plusieurs avantages directs et indirects sont associés à son usage (Vanderbroucke et al., 2005). Ce produit a été homologué par l'ARLA, un organisme fédéral canadien, mais non pas par le Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) qui exige de continuer les tests pendant encore au moins 7 ans.

#### **Bénéfices et inconvénients potentiels des traitements chimiques vs. les méthodes alternatives**

Comme nous l'avons vu précédemment, les deux stratégies de gestion de la végétation accompagnatrice les plus utilisées sont les traitements chimiques et mécaniques. Les traitements chimiques sont d'abord choisis à cause de leur excellent ratio coût/efficacité. En effet, selon les recherches que nous avons faites, aucune étude réalisée sur les alternatives n'est parvenue à démontrer qu'il est possible d'obtenir une efficacité comparable aux traitements chimiques à un coût aussi peu élevé. D'un point de vue environnemental, l'utilisation d'herbicides semble poser quelques problèmes puisqu'ils modifient la structure et composition de la végétation pendant quelques années, ce qui a des répercussions sur la faune. Toutefois, les méthodes alternatives modifient également le milieu végétal pendant quelques années. L'obstacle majeur de l'utilisation des herbicides en milieu forestier demeure donc la perception très négative du public à son égard.



Tableau 3. Tableau comparatif des alternatives et des traitements chimiques au niveau de l'efficacité, du coût, des bénéfices et des inconvénients (d'après Thorpe, 1996; Balandier et al. 2005 ; Kabzems, 1996; Schütz 2004; Provendier et Balandier 2004; Newsome, 1996; Fiddler et McDonald, 1996; Green et al. 2003; Vandenbroucke et al, 2005).

Type de traitement	Efficacité	coût	Bénéfices	inconvénients
<b>Chimique</b>				
Aérien	Excellente	Peu coûteux	- Forts gain de croissance - À moyen terme augmentation du brouit disponible pour les mammifères - Utilisable dans la majorité des écosystèmes forestiers	- Potentiel de dérive lors de la pulvérisation aérienne - Besoin d'une bande de protection le long des cours d'eau - Peu accepté socialement - Effets indirects sur la faune à court terme
Terrestre motorisé	Excellente	Peu coûteux		
Terrestre manuel	Excellente	Peu coûteux		
<b>Mécanique</b>				
motorisé	Variable	Peu coûteux	- Reconnu pour avoir de faibles impacts sur l'environnement - Accepté socialement	- Omniéragé et compaction du sol dans certains cas (motorisé) - Production de GES
Mécanique manuel	Très bonne	Moyen	- Utilisable dans la majorité des écosystèmes forestiers (manuel seulement)	- Incidents de travail plus fréquents que traitement chimique - Impact du bruit sur la faune - Effets indirects peu documentés
<b>Plantes couvre-sol</b>				
	Très variable	Peu coûteux	- Réduit le nombre des interventions - Augmente la disponibilité du brouit pour les mammifères - Accélère la dégradation de la matière organique - Enrichit le site en nutriments - Acceptable socialement	- Certaines plantes peuvent entrer en compétition avec les plants - Demande une bonne connaissance du milieu (choix d'espèces, période de semence...) - Demande à être bien calibré
<b>Animaux domestiques</b>				
	Très variable	Peu coûteux	- Peu d'impacts environnementaux - Aspect économique de l'élevage du mouton ou de la chèvre - Acceptable socialement	- Animaux domestiques ne sont pas adaptés à tous les écosystèmes forestiers - Demande à être bien cadré
<b>Paillis</b>				
	Excellente	Très coûteux	- Peu d'impacts environnementaux - Contrôle de la végétation pour une durée déterminée par l'homme - Conserve l'humidité à la base des plants - Acceptable socialement	- Besoin de retirer les paillis non biodégradables - Risque de multiplication de petits rongeurs nuisibles pour les plants
<b>Mycos-herbicide</b>				
	Très bonne	Moyen	- Peu d'impacts environnementaux ?? cf ma remarque dans le texte - Aucune bande de protection requise le long des cours d'eau - Aucun risque connu pour la santé humaine - Conserve les habitats fauniques - Conserve une température stable au sol	- Seulement utilisable pour contrôler la végétation feuillue - Acceptabilité sociale reste à démontrer - Peu de connaissance sur la mobilité du champignon en milieu naturel

De leur côté, les traitements mécaniques sont généralement plus dispendieux que les traitements chimiques et leur efficacité est incertaine et variable selon le type de traitement utilisé, les écosystèmes et le type de végétation en présence (Richardson et al., 2002; Thorpe, 1996; d'Anjou, 1996). Au Québec, dans les plantations résineuses, les traitements mécaniques manuels, à l'aide d'une débroussailluse, sont fort efficaces car ils parviennent à éliminer la végétation compétitrice à proximité des plants en plus de diminuer la compétition pour la lumière provoquée essentiellement par les espèces ligneuses présentes (Thiffault et al., 2003). Cependant, l'efficacité des traitements mécaniques motorisés (avec des tracteurs forestiers) dans les plantations d'essences à forte croissance est discutable (Thomas et al., 2000). En effet, pour éviter d'endommager les plants, une surface importante autour du plant demeure souvent non traitée suite aux opérations motorisées et la végétation restante diminue significativement la croissance des plants. Cette observation a d'ailleurs été confirmée en sol québécois par une étude récente réalisée dans une plantation de peuplier hybride dans le sud du Québec (Coll et al., 2005). Au niveau environnemental, les traitements mécaniques sont perçus comme ayant peu d'impacts, bien que très peu d'études aient abordé le sujet. Une évaluation rigoureuse de l'ensemble des impacts environnementaux reste donc à faire avant de pouvoir affirmer que les traitements mécaniques ont moins d'impacts que les herbicides présentant une faible toxicité. Par ailleurs, la plupart des études comparant les impacts indirects sur la faune des traitements chimiques et mécaniques ne parviennent pas à discriminer lequel de ces traitements perturbe le plus l'écosystème en présence (Hawkins et al., 1997; Lautenschlager et al. 1997; Woodcock et al., 1997).

Ainsi, l'effet du glyphosate vis à vis de l'environnement pourrait s'avérer comparable à celle du traitement mécanique manuel ou motorisé. Par ailleurs, une application très localisée de l'herbicide à la base du plant pourrait diminuer fortement son impact négatif sans en affecter son efficacité (Coll et al. 2005; Richardson et al. 2005).

## Conclusion

La problématique de l'utilisation des herbicides chimiques ou synthétiques en foresterie est complexe, comme toute problématique environnementale. Elle fait bien ressortir la dynamique entre l'évolution de la technologie, des connaissances et des perceptions du public. La décision d'interdire l'utilisation des herbicides les plus toxiques en milieu forestier nous apparaît donc comme une sage décision. Cependant, l'interdiction de toute forme d'herbicides en foresterie n'apparaît pas se justifier complètement d'un point de vue environnemental. Il semble donc que de telles interdictions sont d'ordre surtout politique, ayant leurs origines dans la perception qu'ont les gens des dangers des herbicides pour l'environnement. Cette perception plutôt négative des herbicides nous semble provenir de l'utilisation passée des herbicides organochlorés qui sont bien connus pour leurs effets toxicologiques assez prononcés. Malgré des effets toxicologiques beaucoup moins marqués pour d'autres

herbicides, la perception du public reste tout aussi négative. Sans avoir fait d'étude exhaustive, nous avons pu constater auprès de la population que cette différence de toxicité entre les anciens et les nouveaux produits herbicides n'était pas largement connue.

Par ailleurs, il nous semble clair qu'il n'y a pas eu suffisamment d'études réalisées pour évaluer les impacts environnementaux des autres méthodes de contrôles de la végétation compétitrice. Malgré une perception beaucoup moins négative de ceux-ci par le public, il n'est pas certain que le contrôle mécanique manuel, avec ces effets sur la structure et la composition de la végétation, et ceux motorisés avec les effets supplémentaires possibles sur la structure du sol, la compaction du sol, le bruit et la production de GES constitue une alternative moins dommageable qu'une utilisation rationnelle d'un herbicide à faible toxicité. De plus, si on regarde les gains possibles en termes de croissance d'une utilisation d'herbicides dans le cadre d'un zonage fonctionnel où tout gain de croissance des plantations à croissance rapide pourrait-être converti en aire protégée supplémentaire ou en aménagement plus écosystémique sur la portion aménagée de façon extensive, il se peut qu'une utilisation rationnelle d'herbicides à faible toxicité, (p.e. applications locales de courte durée) se justifie d'un point de vue environnemental. Au Québec, les herbicides pourraient ainsi être utilisés en ligniculture sur une faible portion du territoire dans des plantations de peupliers hybrides pour favoriser l'établissement et la croissance des semis durant les deux premières années. Dans le cas des plantations d'espèces indigènes en milieu forestier, où la compétition est surtout pour la lumière, les méthodes mécaniques manuelles semblent les plus appropriées. Cette approche globale concernant l'utilisation des herbicides chimiques a d'ailleurs été retenue par le Forest Steward Council dans le cadre de son système de certification environnemental de l'aménagement forestier. Une grande prudence devra toutefois accompagner l'utilisation des herbicides afin qu'ils soient appliqués adéquatement et que leurs impacts sur les écosystèmes soient surveillés étroitement.

Malgré qu'il existe de nombreuses techniques de gestion de végétation accompagnatrice, c'est généralement le dégageage mécanique et chimique des plantations qui est préconisé à cause du bon rapport coût/efficacité offert. Il existe cependant une multitude d'alternatives qui peuvent être utilisées malgré les coûts financiers plus élevés. Leur utilisation sur de vastes territoires pourrait permettre la réalisation d'une économie d'échelle qui les rendrait plus attrayants aux yeux des gros utilisateurs. Un autre obstacle concernant l'utilisation des alternatives repose dans le manque de connaissances concernant la maîtrise de ces techniques. Enfin, l'implantation de ces stratégies alternatives à plus grandes échelles sera réalisable une fois que les gestionnaires reconnaîtront la plus-value de ces dernières au niveau environnemental.

La gestion de la végétation accompagnatrice par l'utilisation de méthodes mécaniques ou chimiques est donc une façon efficace d'optimiser la production ligneuse dans les aires de reboisement, mais d'autres outils sont aussi disponibles comme l'amélioration

génétique des plants par croisement, la fertilisation du sol, la gestion du couvert forestier, les plantations mixtes, etc. L'intégration de tous ces outils de gestion dans une perspective d'aménagement à l'échelle du paysage devrait donc faire partie d'une stratégie de foresterie durable.

Finalement, pour assurer la pérennité de la ressource, la gestion des écosystèmes forestiers devra nécessairement passer par une concertation adéquate des acteurs industriels, gouvernementaux, scientifiques et populaires (travailleurs, citoyens, groupes de pressions et autochtones). Cependant, avant d'entreprendre de telles consultations, une vaste campagne d'information adaptée aux réalités des divers acteurs serait nécessaire afin d'harmoniser l'opinion de ces acteurs autour des principaux enjeux de la foresterie. Une communication accrue entre tous les acteurs et une gestion transparente de la ressource forestière apparaissent ainsi comme deux valeurs fondamentales à une gestion forestière durable et respectueuse de l'environnement.

## Bibliographie

- ARLA, agence canadienne de la lutte antiparasitaire (2006) Recherche d'étiquette dans l'ÉERÉ, <http://eddenet.pmr-arla.gc.ca/francais/4.0/4.01.asp> [consulté le 11 février 2006]
- Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., Zedaker, S.M. (2005) Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighboring vegetation. Forestry, sous presse.
- Becker, E., Shamoun, S.F. et Hintz, W.E. (2005) Efficacy and environmental fate of *Chondrostereum purpureum* used as a biological control for red alder (*Alnus rubra*). Biological Control, vol. 33, no. 3, 9 pp.
- Bedford, L. et Mackinnon, A. (1996) Mechanical Site Preparation for Vegetation Management in Northeastern British Columbia, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 8 pp
- Bogart, J.P., Lautenschlager, R.A. and Bell, F.W. (1995) Effects of alternative vegetation management treatments on amphibians and reptiles in the Fallingsnow ecosystem. dans K Wood, and C. Hollstedt (comps.). The Fallingsnow Ecosystem Workshop. pp. 32–33. Ont. Min. of Nat. Res., Northwest Sci. Tech., Thunder Bay, ON workshop. pp. 65–87. Nat. Res. Can., Can. For. Serv., For. Pest Management. Institute, Sault Ste. Marie, ON.
- BAPE, Bureau d'Audience Publique sur l'Environnement (1983-1984) Rapport d'enquête et d'audience publique, Pulvérisation aérienne de phytocides en milieu forestier, 59 pp.
- BAPE, Bureau d'Audience Publique sur l'Environnement (1997) Rapport d'enquête et d'audience publique, Programme de dégagement de la régénération forestière, 102 pp.
- Campell, D.L., Evans, J., Lindsey, G.D. et Dusenberry, W.E. (1981) Acceptance by Blacktailed Deer of Foliage Treated with Herbicides, USDA Forest Service, Portland, Ore., Pacific Northwest Experiment Station, Research Paper PNW-290, 31 p.
- Coll, L., Messier, C., Delangrange, S. et Berninger, F. (2005) Belowground competition between hybrid poplar and the herbaceous vegetation in plantation established on previously logged forest sites in southern Quebec, en soumission.
- Cole, E.C., McComb, W.C., Newton, M., Leeming L.P. et Chambers, C.L. (1998) Response of small mammals to clearcutting, burning, and glyphosate application in the Oregon coast range, Journal of Wildlife Management, vol 62, no.4, p. 1207–1216.
- Comeau et al. (1996) Preface, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 4 pp.
- Connor, J.F. et Mcmillan, L.M. (1990) Winter Utilization by Moose of Glyphosate-Treated Cutovers, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research, Ltd., p. 5.
- Connar, J.F. (1992) Impacts of the Herbicide Glyphosate on Moose Browse and Moose Use of Four Paired Treated-Control Cutovers Near Thunder Bay, Ontario, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research, Ltd., p. 5.
- Couture, G., Legris, J., Langevin, L. et Laberge, L. (1995) Évaluation des impacts du glyphosate utilisé dans le milieu forestier, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, 199 pp.
- Cumming, H.G., Kelly, C.P., Lautenschlager, R.A. et Thapa, S. (1995) Effects of conifer release with Vision® (glyphosate) on moose forage quality, Alces, vol. 31, p. 221–232.
- Cumming, H.C. (1989) First Year Effects on Moose Browse from Two Silvicultural Applications of Glyphosate in Ontario, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 6.
- D'Anieri, P., Leslie, M.D. et McCormack M.L., Jr. (1987) Small Mammals in Glyphosate-Treated Clearcuts in Northern Maine U.S.A. dans Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 7.
- D'Anjou, B. (1996) Chemical and Manual Treatments – Coastal B.C., Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 1 pp.
- Déry, S., Gagné, N. et Mélançon, É. (1994) Effets de différents modes de régénération de la sapinière à bouleau blanc sur la faune, terrestre et aviaire: Rapport synthèse 1991-1993, Québec, Université Laval, Département des sciences forestières et de biologie pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 71 pp.
- Doliner, L.H. (1991) Emploi avant récolte du glyphosate (Roundup<sup>MD</sup>): Document de travail, Agriculture Canada, Direction des pesticides, 107 pp.
- Dubois, P. (2002) Les vrais maîtres de la forêt québécoise, Écosociété, Montréal, 200 pp.
- Duchesne, L.C., Lautenschlager, R.A. et Bell, F.W. (1999) Effects of clear-cutting and plant competition control methods on carabid (*Coleoptera: Carabidae*) assemblages in northwestern Ontario, Environmental Monitoring and Assessment, vol. 56, p 87–96.
- Duke S., Romagni J. et Dayan F. (2000) Natural products as sources for mechanisms of herbicidal action, Crop Protection, vol. 19, 7 pp.
- Eschholz, W.E., Servello, F.A., Griffith, B., Raymond, K. et Krohn, W.B. (1996) Winter use of glyphosate-treated clearcuts by moose in Maine, Journal of Wildlife Management, vol. 60, no.4, p. 764–769.
- Feller, M.C. (1996) Use of Prescribed Fire for Vegetation Management, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 19 pp.
- Feng, J.C. et Thompson, D.G. (1990) Fate of Glyphosate in a Canadian Forest Watershed. 2. Persistence in Foliage and Soils, Journal of Agricultural Food Chemistry, vol. 38, no. 4, 8 pp.
- Fiddler, G. et McDonald, P. (1996) Vegetation Response to Five Methods of Plantation Release in Northern California, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 2 pp.
- Food and agriculture organisation (FAO) Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (1994) La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 1994, Rome.
- Forest Stewardship Council (2005) FSC Principles & Criteria of Forest Stewardship, [http://www.fsc.org/en/about/policy\\_standards/princ\\_criteria](http://www.fsc.org/en/about/policy_standards/princ_criteria) [consulté le 11 février 2006]
- Franz, J.E., Mao, M.K. et Sikorski, J.A. (1997) Glyphosate: a unique global herbicide, American Chemical Society Monograph 189. American Chemical Society, Washington DC.
- Frochot et al. (2002) La gestion de la végétation accompagnatrice: état et perspective, Revue Forestière Française, vol. 6, 15 pp.
- Frochot, H., Collet, Balandier C. et Wagner, R. (2003) Foreword, Annals of Forest Sciences, vol. 60, 1 pp.
- Gagné, N., Bélanger, L. et Huot, J. (1999) Comparative response of small mammals, vegetation, and food sources to natural regeneration and conifer

- release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec, Canadian. Journal of Forest Research., vol. 29, p. 1128–1140.
- Green, D.S., Kruger, E.L., Stanosz, C.R. (2003) Effects of polyethylene mulch in a short rotation, poplar plantation vary with weed control strategies, site quality and clone, Forest Ecology Management, vol. 173, 10 pp.
- Greenly, K.M. et Rakow, D.A. (1995) The effect of wood mulch type and depth on weed and tree growth and certain soil parameters, Journal of Aboriculture, vol. 21, no. 5, p. 225-232
- Hardy, B. et Desgranges, J.L. (1990) Évaluation des effets à moyen terme sur les communautés aviennes de l'entretien des plantations d'épinettes noires (*Picea mariana*) aux phénoxy (Estaprop) et au glyphosate (Roundup), Environnement Illimité inc. pour
- Hartzler, B (2001) Glyphosate – A Review, Department of Agronomy, Iowa State University, Weed science, 7 pp.
- Hawkins, J.W., Lankester, M.W. et Lautenschlager, R.A. (1997) Effects of alternative conifer release treatments on terrestrial gastropods in northwestern Ontario, The Forestry Chronicle, vol. 73, no. 1, 8 pp.
- Hjeljord, O. (1994) Moose (*Alces alces*) and mountain hare (*Lepus timidus*) use of conifer plantations following glyphosate application, Northern Journal of Agricultural Sciences, vol. 8, no.3-4, p. 181–188.
- Houston, A.P.C., Visser, S. et Lautenschlager, R.A. (1998) Response of microbial processes and fungal community structure to vegetation management in mixedwood forest soils, Canadian Journal of Botany, vol. 76, no. 12, 9 pp.
- Jobidon, R., Trottier, F. et Charette, L. (1999) Dégagement chimique ou manuelle de plantation d'épinette noire ? Étude de cas dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc au Québec, The Forestry Chronicle, vol. 76, p. 973-979
- Jobidon, R. et Charette, L. (1997) Effet, après 10 ans, du dégagement manuel simple ou répété et de la période de coupe de la végétation de compétition sur la croissance de l'épinette noire en plantation, Canadian Journal of Forest Research, vol. 27, p. 293-305
- Kabzems, R. (1996) Where Have the Big Pores Gone? Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 2 pp.
- Kelly, C.P. (1993) Effects of Variable Rate Aerial Application of Vision<sup>MD</sup> on Moose (*Alces alces*) Browse and Conifer Crop Tree Performance, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 10-11.
- Kimmins, J.P. (2004) Forest Ecology, 3<sup>e</sup> édition, Pearson Education, Upper Saddle River, New Jersey, 611 pp.
- Kools, S.A.E., Roovert, M., van Gestel, C.A.M. et van Straalen, N.M. (2005) Glyphosate degradation as a soil health indicator for heavy metal polluted soils, Soil Biology and Biochemistry, vol. 37, no. 7, p. 1303-1307
- Lautenschlager, R.A. et Sullivan, T.P. (2002) Effects of herbicide treatments on biotic components in regenerating northern forests, The Forestry Chronicle, vol. 78, 37 pp.
- Lautenschlager, R.A., Bell, F.W., Wagner, R.G. et Reynolds, P.E. (1998) The Fallingsnow Ecosystem Project: Documenting the consequence of conifer release alternatives, Journal of Forestry, vol. 96, no. 11, p. 20–27.
- Lautenschlager, R.A., Bell, F.W. et Wagner, R.G. (1997) Alternative conifer release treatments affect small mammals in northwestern Ontario, The Forestry Chronical., vol 73, no.1, p. 99–106.
- Lautenschlager, R.A. (1995) Competition between forest brush and planted white spruce in north-central Maine, Northern Journal of Applied Forestry, vol. 12, no.4, p. 163–167.
- Lautenschlager, R.A. (1993) Effects of Conifer Release with Herbicides on Wildlife (A Review with an Emphasis on Ontario's Forests), Sault Ste-Marie, Ont., Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, Forest Research Information Paper No. 111, 23 pp.
- Lautenschlager, R.A., (1992) Effects of Conifer Release with Herbicides on Moose: Browse Production, Habitat Use, and Residues in Meat, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 13.
- Lautenschlager, R.A. (1991) Response of Wildlife in Northern Ecosystems to Conifer Release with Herbicides dans Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate: A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 12-13.
- Lavy, T.L., Cowell, J.E., Steinmetz, J.R. et Massey, J.H. (1992) Conifer seedlings nursery worker exposure to glyphosate, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 22, no. 1, 8 pp.
- Legris, J. (1989) Bilan des contrôles environnementaux suite à des pulvérisations de glyphosate en milieu forestier sur les terres publiques québécoises, Service des études environnementales, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Gouvernement du Québec, 24 pp.
- Linhgren, P et Sullivan, T. (2001) Influence of alternative vegetation management treatments on conifer plantation attributes: abundance, species, diversity, and structural diversity, Forest Ecology and management, vol. 142, 10 pp.
- Luginbuhl, J.-M. et Green, Jr., J.T. (2005) Goats to control the encroachment of undesirable brush and woody species in pasture of the appalachian region, résumés de la 5<sup>th</sup> International Conference on Forest Vegetation Management, <http://outreach.cof.orst.edu/icfvm/book.pdf> [consulté le 11 février 2006]
- Loi sur les pesticides (2005) Règlement sur les permis et les certificats pour la vente et l'utilisation des pesticides, [www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca](http://www.publicationsduquebec.gouv.qc.ca) [consulté le 11 février 2006]
- MacKinnon, D.S. et Freedman, B. (1993) Effects of Silvicultural Use of the Herbicide Glyphosate on Breeding Birds of Regeneration Clearcuts in Nova Scotia, Canada» dans Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 34-35.
- Malik, J., Barry, G. et Kishore, G. (1989) The Herbicide Glyphosate, Biofactors, vol. 2, no. 1, 9 pp.
- McCormack, M (2000) A Time Line of herbicide use for Forest Vegetation Management in Northeastern, Vegetation Management: New Millenium - New Challenges, a joint conference of the Ontario Vegetation Management Assn, Assn Québécoise de Gestion de la Végétation, and Atlantic Vegetation Management Assn. Québec, Canada. 24-27 Octobre.
- McDonald, P. et Fiddler, G (1996) Mulching : A Persistent Technique for Weed Suppression, Integrated Forest Vegetation Management : Options and Applications, FRDA report 251, 7 pp.
- McMillan, L.M., Connor, H.R., Timmermann, J.G., Mcnicol et Krishka, C.S. (1990) Small Mammal and Lesser Vegetation Response to Glyphosate Tending in North Central Ontario, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 10.
- Messier, C. et D.D. Kneeshaw (1999) Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest, The Forestry Chronicle, vol. 75, no. 6, 10 pp.
- Micheal, J. L. et Hermy, M (2002) Ecological Impact of Forest Vegetation Management, 4<sup>th</sup> International Conference on Forest Vegetation Management (theme synthesis), <http://www.ifvmc.org/ifvmc4-ecological.html> [consulté le 11 février 2006]
- Mihajlovich, M., Pitt, D. et Blake, P. (2004) Comparaison de four glyphosate herbicide formulations for white spruce release treatment, The Forestry Chronicle, vol. 80, 5 pp.
- Miller, K.V. et Miller, J.H. (2004) Forestry herbicide influences on biodiversity and wildlife habitat in southern forests, Wildlife Society Bulletin, vol. 32, no. 4, 12 pp.
- Milton, G.R. et Towers, J. (1990) Relationships of Songbirds and Small Mammals to Habitat Features on Plantation and Natural Regeneration Sites, Nova Scotia, Canadian Institute of Forestry pour The St. Mary's River Forestry-Wildlife Project Steering Committee, report no.7, 57 pp.
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune (2005) Utilisation des phytocides en milieu forestier québécois depuis 1971, histogramme disponible au : <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/protection/Phytocides.xls> [consulté le 11 février 2006]
- Monsanto Compagny (2003) High Production Volume (HPV) Challenge Program, Test plan for Glyphosate Intermediate, cas no.: 5994-61-6, 8 pp.
- Morrison, M.L. et Meslow, E.C. (1984) Effects of the Herbicide Glyphosate on Bird Community Structure in Western Oregon» dans Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts, Colombie Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 35.
- Mount, P. (1992) Kudzu, goat interactions, résumé de la 1st international conference of forest vegetation management, Auburn University, Alabama.

- Negrave, R. (1996) Sheep Grazing Controls *Calamagrostis canadensis*-dominated Vegetation in the Boreal Forest, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 2 pp.
- Negrave, R. et Kabzems, R. (1996) Use of Replacement Vegetation for Control of Competing Vegetation in Spruce Plantations in the BWBS, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 3 pp.
- Newsome, T. (1996) The Use of Sheep in Forest Vegetation Management, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 8 pp.
- Newton, M. et Balandier, P. (2002) Social and economic considerations in forest vegetation management: summary of papers, 4<sup>th</sup> International Conference on Forest Vegetation Management (theme synthèse, 2002), <http://www.ifvmc.org/ifvmc4-social.html> [consulté le 11 février 2006]
- NCAP, Northern Coalition for Alternative to Pesticides (1999a) Are pesticides hazardous to our health? Journal of pesticide reform, vol.19, 2 pp.
- NCAP, Northern Coalition for Alternative to Pesticides (1999b) Do Pesticides Contaminate Our Rivers, Streams, and Wells? Journal of pesticide reform, vol.19, 1 pp.
- Peixoto, F. (2005) Comparative effects of the Roundup and glyphosate on mitochondrial oxidative phosphorylation, Chemosphère, vol. 61, no. 8, p. 1115-1122
- Pieniazek, D., Bozena, B. et Duda, W. (2004) Comparison of the effect of Roundup Ultra 360 SL pesticide and its active compound glyphosate on human erythrocytes Pesticide Biochemistry and Physiology, vol. 79, no. 2, p. 58-63
- Prezio, J.R., Lankester, M.W., Lautenschlager, R.A. and Bell, F.W. (1999) Effects of alternative conifer release treatments on terrestrial gastropods of regenerating spruce plantations, Canadian Journal of Forest Research., vol. 29, p. 1141–1148.
- Provendier, D et Balandier, P (2004) Contrôler la végétation en plantation forestière : premiers résultats sur les modifications micro-environnementales engendrées par l'utilisation de plantes de couvertures, Ingénieries no. 40, 12 pp.
- Radle, A (2005) The Effect of Noise On Wildlife : A Literature Review, World Forum For Acoustic Ecology, College of Education, University of Oregon, <http://interact.uoregon.edu/MediaLit/WFAE/readings/radle.html> [consulté le 11 février 2006]
- Raymond, K.S., Servello, F.A., Griffith B. et Eschholz, W.E. (1996) Winter foraging ecology of moose on glyphosate-treated clearcuts in Maine, Journal of Wildlife Management, vol. 60, p. 753–763.
- Relyea, R.A. (2005) The Lethal Impacts of Roundup and Predatory Stress in Six Species of North American Tadpoles, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 48, no. 3, 7 pp.
- Richardson, B. (1993) Vegetation management practices in plantation forests of Australia and New Zealand, Canadian Journal of Forest Research, vol. 23, no. 10, p. 1989-2005
- Richardson, B., Christensen, P. et Thompson, D. (2002) Efficacy of conventional (chemical) methods, new approaches and alternatives to herbicides, Fourth International Conference on Forest Vegetation Management (theme synthèse).
- Richardson, B., Kimberley, M., Gous, S., et Coker, G.(2005) Pinus radiata growth response to spot weed control, résumés de la 5<sup>th</sup> International Conference on Forest Vegetation Management, <http://outreach.cof.orst.edu/icfvm/book.pdf> [consulté le 11 février 2006]
- Roy, V., Thiffault, N. et Jobidon, R. (2003) Maîtrise intégrée de la végétation au Québec (Canada) : une alternative efficace aux phytocides chimiques, note de recherche forestière no. 123, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, 8 pp.
- Runciman, J.B., et Sullivan, T.P. (1996) Influence of alternative conifer release treatments on habitat structure and small mammal populations in south central British Columbia, Canadian Journal of Forest Research, vol.26, p. 2023–2034.
- Santillo, D.J., Brown, P.W. et Delisle, D.M., Jr. (1989) Response of Songbirds to Glyphosate-Induced Habitat Changes on Clearcuts, Non-Target Impacts of the Herbicide Glyphosate : A Compendium of References and Abstracts, Colombie-Britannique, 3e éd., D.S. Sullivan et T.P. Sullivan, Applied Mammal Research Ltd., p. 35.
- Schütz, J.-P. (2004) Opportunistic methods of controlling vegetation, inspired by natural plant succession dynamics with special reference to natural outmixing tendencies in a gap regeneration, Annals of Forests Sciences, vol. 61, 8 pp.
- Stratton, G.W. et Stewart, K.E. (1992) Glyphosate effects on microbial biomass in a coniferous forest soil, Environmental Toxicology and Water Quality, vol. 7, no. 3, 14 pp.
- Sullivan, T.P. et Sullivan, D.S. (1979) The Effects of Glyphosate Herbicide on Food Preference and Consumption in Black Tailed Deer, Canadian Journal of Zoology, vol. 57, no.1, p. 1407-1412.
- Sullivan, T.P. (1985) Effects of Glyphosate on Selected Species of Wildlife, The Herbicide Glyphosate, Toronto, E. Grossbard et D. Atkinson (eds), Butterworths and Co.(Publishers) Ltd., p. 186-199.
- Sullivan, T.P. et Boateng, J.O. (1996) Comparison of small-mammal community responses to broadcast burning and herbicide application in cutover forest habitats, Canadian Journal of Forest Research, vol 26, p. 462–473.
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lautenschlager, R.A. et Wagner, R.G. (1997) Long-term influence of glyphosate herbicide on demography and diversity of small mammal communities in coastal coniferous forest, Northwestern Sciences, vol. 71, no.1, p 6–17.
- Sullivan, T.P., Wagner, R.G., Pitt, D.G., Lautenschlager R.A. et Chen, D.G. (1998a) Changes in diversity of plant and small mammal communities after herbicide application in sub-boreal spruce forest. Canadian Journal of Forest Research, vol. 28, p. 168–177.
- Sullivan, T.P., Nowotny, C., Lautenschlager R.A. et Wagner R.G. (1998b) Silvicultural use of herbicide in sub-boreal spruce forest: implications for small mammal population dynamics, Journal of Wildlife Management, vol. 62, p. 1196–1206.
- SERA, Syracuse Environmental Research Associates, (2002) TR 01-43-08-04a, Neurotoxicity, Immunotoxicity, and Endocrine Disruption with Specific Commentary on Glyphosate, Triclopyr and Hexazinone: Fianl Report, Submitted to the Forest Service
- Tatum, V.L. (2004) Toxicity, transport, and fate of forest herbicides, Wildlife Society Bulletin, vol. 32, no. 4, 7 pp.
- Thiffault, N., Roy, V., Cyr, G., Prigent, G., Jobidon, R., Carette, L., (2004) Régénération artificielle des pessières noires à éricacées : effet du scarification, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans, The Forestry Chronicle, vol. 80, no. 1, p. 141-149
- Thiffault, N., Roy, V., Prigent, G., Cyr, G., Jobidon, R. et Ménétrier, J. (2003) La sylviculture des plantations résineuses au Québec, Le Naturaliste Canadien, Vol. 127, no. 1, p. 63-80
- Thomas, C. et Steen, O. (1996) Cover Crops for Forest Vegetation Management, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 8 pp.
- Thomas, K.D., Comeau, P.G. et Brown, K.R. (2000) The sylviculture of hybrid poplar plantations, Ministère des Forêts, C.-B., Research Branch, Extended Note 47.
- Thompson D., et Pitt, D. (2003) A review of Canadian forest vegetation management research and practice, Annals of Forest Sciences, vol., 60, 14 pp.
- Thorpe, S. (1996) Chemical and Manual Treatment in the Northern Interior, Integrated Forest Vegetation Management: Options and Applications, FRDA report 251, 5 pp.
- Trichet, P., Boisubert, B., Frochet H. et Picard, J.F. (1987) Impact of herbicide treatments against bramble *Rubus fruticosus* Lagg on roe deer *Capreolus capreolus* L. Gibier Faune Sauvage, vol. 4, p.165–188.
- US Environmental Protection Agency (1990) Pesticide Fact Handbook, vol. 2, New-Jersey, Noyes Data Corporation, 666 pp.
- Vandenbroucke J.E., Gaucher C. et Major N. (2005) Biological Vegetation Management: an alternative to chemical pesticides, en soumission.
- Vreeland, J.K., Servello F.A. et Griffith, B. (1998) Effects of conifer release with glyphosate on summer forage abundance for deer in Maine, Canadian Journal of Forest Research , vol. 28, p.1574–1578.
- Voet, D. et Voet, J. (1998) Biochimie, De Boeck Université, Paris et Bruxelles, 1361pp
- Wagner, R.G. (1994) Toward integrated forest vegetation management, Journal of Forestry, vol. 92, no. 11, 5 pp.
- Wagner, R.G., Flynn, J. et Gregory, R. (1998) Public perceptions of risk and acceptability of forest vegetation management alternatives in Ontario, The Forestry Chronicle, vol. 77, no. 5, p. 720-727
- Ward, J.L., Prevost, Y.H., Lautenschlager, R.A. et Bell., F.W. (1998) Effects of alternative conifer release treatments on epigeal insects, Coleoptera,

- Carabidae, and non-insectan arthropods in northwestern Ontario. Third International Conference on Forest Vegetation Management, Popular Summaries, pp. 351–353. Info. Pap. No. 141. Ont. Min. Nat. Res., Ont. For. Res.Inst., Sault Ste. Marie, ON.
- Williams, G.M., Kroes, R., et Munro, I.C. (2000) Safety Evaluation and Risk Assessment of the Herbicide Roundup and Its Active Ingredient, Glyphosate, for Humans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 31, p. 117-165
- Woodcock, J., Lautenschlager, R.A., Bell, F.W. et Ryder, J.P. (1997) Indirect effects of conifer release alternatives on songbird populations in northwestern Ontario, *The Forestry Chronicle* vol. 73, no. 1, 6pp

## ÉVALUATION DES IMPACTS SOCIO-ÉCONOMIQUES : CAS D'UNITÉ FORESTIÈRE D'AMÉNAGEMENT DE LA COMPAGNIE FORESTIÈRE LEROY-GABON

C. Mengue Medou<sup>1</sup> et J.-P. Waaub<sup>2</sup>, <sup>1</sup>Vice-Primature, Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature, de la Recherche et de la Technologie, Libreville, Gabon, courriel : [menguec@yahoo.fr](mailto:menguec@yahoo.fr) ,

<sup>2</sup>Professeur, Département de géographie, Chercheur au Groupe d'études interdisciplinaires en géographie et environnement régional, Université du Québec à Montréal, courriel : [waaub.jp@uqam.ca](mailto:waaub.jp@uqam.ca)

---

**Résumé :** Depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, l'exploitation des ressources forestières gabonaises est axée sur la seule production de la matière ligneuse. Cependant, les impacts sociaux et environnementaux associés à cette activité ne sont pas pris en compte lors de la planification des opérations forestières. Pourtant, la gestion forestière durable prône de plus en plus la prise en compte des systèmes de valeurs des communautés locales dans l'aménagement forestier. Ce travail a été réalisé dans l'unité forestière d'aménagement numéro un (UFA1) de la compagnie forestière Leroy-Gabon. Des enquêtes sont effectuées dans les villages et les camps forestiers de cette UFA1. Les résultats ont permis d'identifier les enjeux socio-économiques et les impacts de l'exploitation forestière sur les communautés villageoises et les travailleurs forestiers. Ils montrent aussi que les populations ne sont pas impliquées dans le processus d'aménagement des forêts. Il y a également de nombreux conflits entre les villageois, la compagnie forestière et le service forestier. Par ailleurs, la santé et la sécurité des travailleurs forestiers sont compromises par de nombreux facteurs.

**Mots clés :** Aménagement forestier, enjeux sociaux, impacts sociaux, implication des populations, évaluation des impacts, santé et sécurité, travailleurs forestiers

**Abstract:** Since the 19th century, the exploitation of the Gabon's forest resources is centered only on the production of the woody matter. So, the social and environmental impacts are not taken into account during the planning of the forest operations. This work was completed in a management forest unit (FUM) of Leroy-Gabon forest company. Investigations are carried out in villages and forest camp of this UFA1. The results show that the social and economical issues and the impacts of the forest exploitation on the village communities and the forest workers. They show also that local populations are not implied in the forest management process. There are many conflicts between the villagers, the forest company and the forest service. Health and security of the forest workers are compromised by many factors.

**Key words:** Forest management, social issues, social impacts, implication of the populations, evaluation of impacts, health and security, forest workers,

---

### Introduction

L'un des objectifs de l'aménagement durable des forêts est la prise en compte des aspects socio-économiques lors de la mise en œuvre des plans d'aménagement. L'évaluation sociale permet de mesurer les impacts ou effets des projets sur les populations affectées par la mise en œuvre ou l'implantation de ceux-ci. Ayant constaté que de nombreux projets entraînaient des conséquences négatives sur l'environnement social et la santé des populations, la pratique de l'évaluation des impacts sociaux s'est étendue aux agences multilatérales comme la Banque mondiale, la Banque Asiatique de développement, la FAO et la Banque de développement de l'Afrique du Sud (Francis et Jacob, 1999). La prise en compte des aspects sociaux dans tout processus d'évaluation environnementale est maintenant largement reconnue (Burdge, 2002). L'évaluation des impacts sociaux permet l'incorporation des enjeux sociaux soulevés par la mise en œuvre d'un projet de politique, de programme ou de plan (Burdge, 2004 ; Vanclay, 2003). L'évaluation des impacts

sociaux est considérée comme l'une des voies permettant aux populations d'exprimer leurs opinions. Elle constitue une plateforme pour une meilleure identification des enjeux sociaux, afin d'atteindre les objectifs du développement durable associés à l'aménagement forestier.

Au Gabon, l'analyse des aspects sociaux se limite encore trop à une simple description socio-économique de la zone affectée par le projet sans évaluer les impacts des activités forestières sur les populations. Les études socio-économiques qui sont réalisées ne proposent pas de mesures d'atténuation ou de renforcement de ces impacts. On note encore de nombreuses lacunes dans la méthode de collecte de l'information qui pourrait servir à identifier les véritables enjeux l'aménagement forestier. Or, la prise en compte des enjeux tels la sécurité, le cadre de vie, l'héritage culturel ainsi que les questions relatives à l'emploi conduirait à une intégration consensuelle des préoccupations des populations vivant dans les concessions forestières.

Les études d'impact environnemental sont donc perçues comme un frein au développement économique et une source de coûts supplémentaires pour le promoteur forestier. Ainsi, la participation du public est loin d'être une chose acquise. Elle reste limitée à une simple consultation ou information auprès des populations affectées le projet. L'analyse socio-économique représente pourtant une des études majeures à réaliser lors de l'élaboration des plans d'aménagement forestier car elle permet d'identifier les conditions d'intégration des entreprises et de mise en œuvre de ces plans dans le contexte socio-économique local (ATIBT, 2001). En tant que partie intégrante du plan d'aménagement, cette analyse socio-économique est indispensable à l'entreprise pour implanter sans heurts, ni conflits, sa stratégie industrielle dans la zone forestière qui lui est attribuée par l'Etat. La santé et la sécurité des travailleurs forestiers sont compromises. Pourtant, le travail en milieu forestier est classé en 1997 parmi les activités les plus dangereuses, au même titre que les industries extractives et le bâtiment (OIT, 1997).

La présente étude évalue les impacts socioéconomiques des activités forestières sur les travailleurs forestiers et les populations vivant dans les villages d'une unité forestière d'aménagement (UFA) de la compagnie forestière Leroy-Gabon. Cette analyse dresse un portrait des modes de gestion de cet espace forestier et des impacts associés au manque de collaboration entre les parties prenantes.

### Présentation de la zone d'étude

L'UFA1 est située dans la forêt des Abeilles, au centre du Gabon. L'exploitation forestière y est pratiquée depuis des décennies. Sa superficie est estimée à 297 614 hectares.

L'UFA1 renferme trois (3) camps forestiers appartenant à la société Leroy-Gabon: Gongué, Offoué et Onoye (voir figure 2) et une vingtaine de villages dépourvus pour la plupart d'infrastructures exclusives comme les unités sanitaires, les écoles (figure 1). Les camps forestiers sont des lieux d'habitation permanente pour les ouvriers forestiers et quelques cadres de l'administration de la compagnie forestière Leroy-Gabon. Les camps forestiers ont été construits au début de l'implantation de la compagnie dans la forêt des Abeilles. Les villages de l'UFA1 sont accessibles par une route régionale, difficilement praticable en saison de pluies et près de 50% des villages sont enclavés et ne sont accessibles que par les routes forestières aménagées par Leroy-Gabon.

### Démarche méthodologique

Les données ont été collectées dans les villages et dans les camps forestiers de l'UFA1 en 2001 et en 2002 lors des travaux de terrain pour la thèse de doctorat. Les variables de l'évaluation de l'impact social ont été identifiées à partir de grilles présentant les composantes sociales à prendre en compte dans le cadre d'un projet (Banque Mondiale, 1999 ; Burdge, 2003 ; Vanclay, 2003). Ces variables d'enquête sont présentées au tableau 1.

#### La méthode et critères d'évaluation des impacts sociaux

La méthode choisie pour la réalisation de la présente évaluation est une méthode *ad hoc* compte tenu du caractère exploratoire du travail. Elle permet d'identifier des enjeux sociaux associés à l'exploitation forestière et une identification des principaux acteurs de la zone.

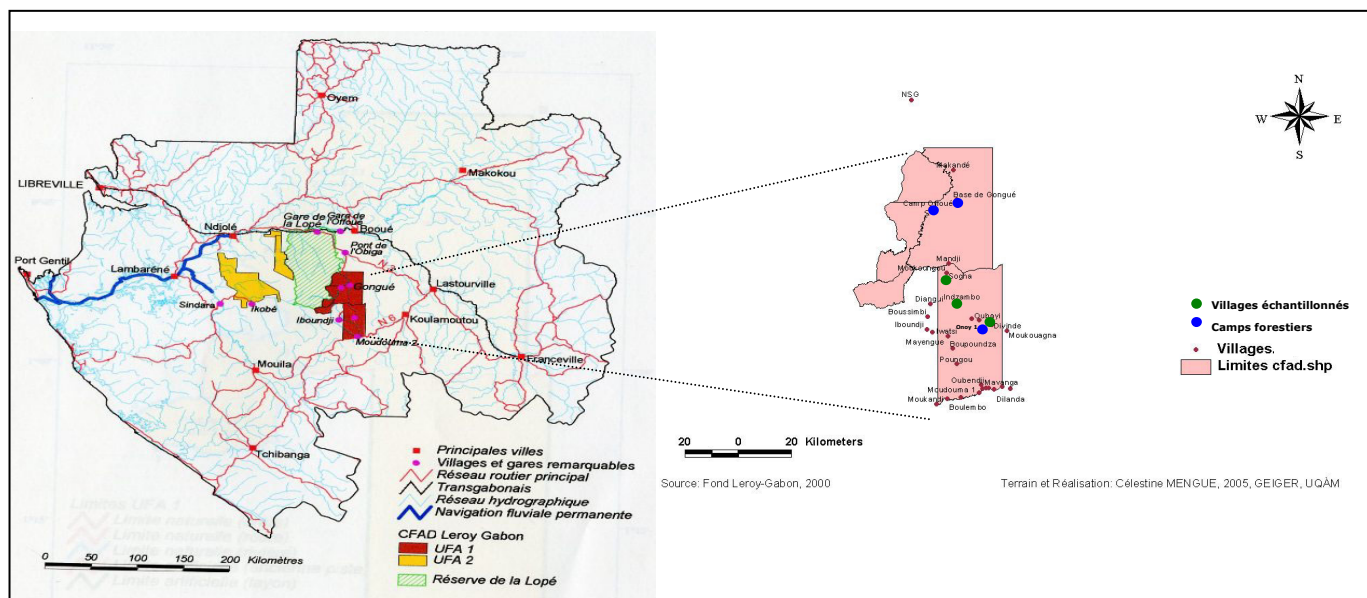


Figure 1. Localisation de la forêt des Abeilles et de l'UFA1 au Gabon



### L'estimation des impacts sociaux

L'estimation du degré d'impact est faite selon l'importance accordée à la variable par les membres de la communauté rencontrée. Dans certains cas, les impacts positifs ou négatifs sont évalués selon le niveau de développement local avant l'implantation de la compagnie comparativement à la situation qui prévaut depuis que la compagnie est présente dans la région. L'analyse documentaire, les enquêtes de terrain et les observations sont des outils qui vont permettre d'aboutir à une telle évaluation.

### La cueillette des données

Les données utilisées et analysées regroupent quelques données secondaires (les données sur la démographie) et les données primaires. Elles sont issues de plusieurs sources : la documentation, la base de données de la compagnie forestière, les données d'observation, les enquêtes effectuées dans les villages et dans les camps forestiers.

### La méthode d'enquête

Un sondage par questionnaire, administré lors des rencontres par groupes de discussion a été réalisé. Burdge (2004) propose que la collecte de l'information auprès des communautés locales, lors des évaluations d'impacts sociaux, notamment dans les pays en voie de développement, se fasse par des groupes de discussions restreintes. Ces groupes représentant une avenue pour réussir à acquérir la meilleure information auprès des populations, l'utilisation seule des questionnaires ne garantissant pas l'obtention de bons résultats. La méthode par groupes de discussion est également une des voies pour interviewer plusieurs personnes en même temps (*Ibid*), surtout dans le cas où les moyens financiers sont limités. Ainsi, cette méthode d'enquête par groupe de discussion est adaptée à cette recherche qui ne vise pas à fournir un portrait statistiquement représentatif des caractéristiques d'une population mais une analyse qualitative de l'environnement social de l'UFA1.

### Choix des villages et des camps forestiers

Le choix des villages est fait selon deux critères : (i) ils subissent l'influence directe des activités forestières et (ii) ils sont à l'intérieur de l'UFA1. Seuls les camps forestiers habités au moment des enquêtes sont échantillonnés : Gongué, Onoye 1 et Offoué.

### Échantillonnage

Étant donné que les populations dans l'ensemble des villages vivent des problèmes similaires tels que les restrictions d'accès aux forêts, les conditions de vie médiocres, le bouleversement des systèmes de valeurs, les relations de dominants à dominés avec le service forestier et les exploitants forestiers, uniquement

trois villages sont échantillonnés, sans risque de distorsion. Ces villages sont Sogha, Indzambo et Divindé (figure 1).

Tableau 1. Variables d'enquêtes

Catégories de variables	Variables retenues
Caractéristiques démographiques	Sexe, région d'origine du travailleur, ancienneté, niveau scolaire, âge
Économique	Appartenance ethnique des villageois, type de travailleur forestier, type de travail, revenu, emploi.
Culturelle	Héritage culturel, patrimoine,
Processus décisionnel	Pouvoir décisionnel, Autorité locale
Conditions de travail	Mode de rémunération, salaire, horaire, mode d'hébergement au camp, mode d'hébergement en brousse, équipements de protection, loisirs.
Information	Connaissance de la législation, connaissance des animaux protégés

### Sélection des villages

Pour se prémunir contre tout biais, nous avons procédé à un tirage aléatoire, en utilisant une table de noms des villages. Voulant que l'échantillonnage soit représentatif de la population, la méthode d'échantillonnage aléatoire simple a été choisie car elle permet à chaque village d'avoir la même probabilité de faire partie de l'échantillon appliqué (Baillargeon, 2001). Trois villages parmi les vingt et un de l'UFA1 sont sélectionnés et l'ensemble de leur population représente 23,35% de la population totale des villages.

### Taille de l'échantillon

La qualité et la validité d'une enquête dépendent de la taille de l'échantillon interrogé. L'échantillonnage se fait au seuil de confiance de 95%, avec une proportion égale à 5% et une marge d'erreur de 5%. L'échantillon  $n = (Z^2 \alpha \times p(1-p)) / e^2$  est égal à 73 personnes où Z est le seuil de probabilité, p la proportion de la population et e la marge d'erreur. Le nombre de jeunes adultes comparativement aux personnes âgées dans les villages est défini en fonction de la représentativité de chaque catégorie dans la communauté.

Tableau 2. Présentation de l'échantillon de l'enquête

Lieu	Hommes (âge > 30 ans)	Jeunes-adultes (âge de 20-30 ans)	Taille de l'échantillon
Villages (3)	27	13	40
Camp Gongué	20	0	20
Camp Offoué	10	0	10
Onoye 1	3	0	3
Total	60	13	73

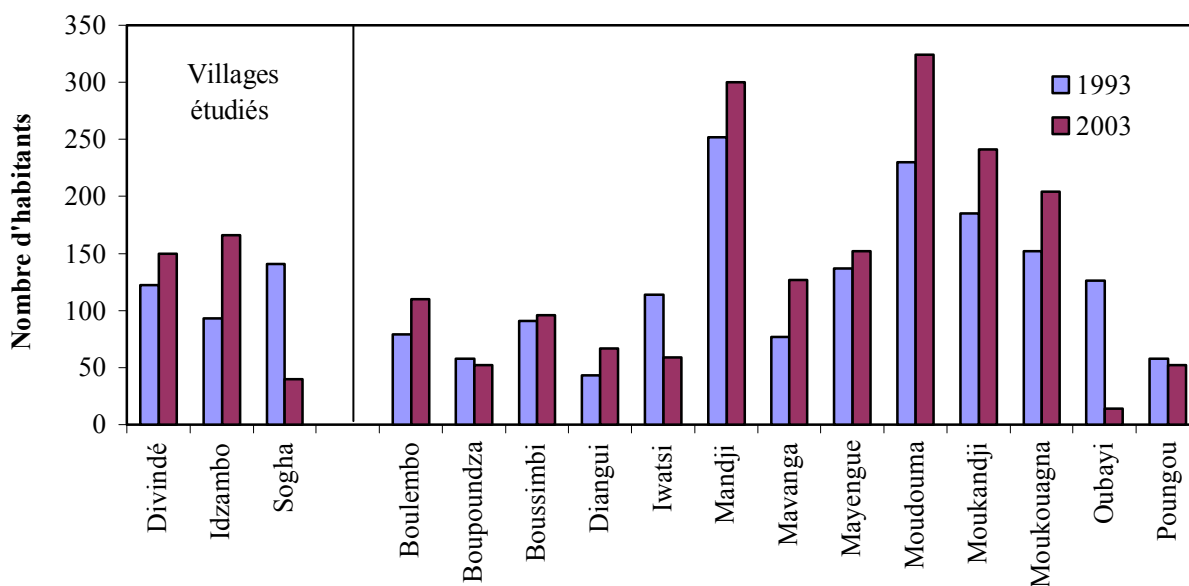


Figure 2. Évolution de la population dans les villages

### Déroulement de l'enquête dans les villages

Les enquêtes au sein des villages sont faites principalement au moyen des entretiens de groupe, réalisés à l'aide de questionnaires à cinq questions pour chaque catégorie identifiée : les adultes et les jeunes-adultes. Ce sont au total 10 questions abordant des préoccupations identifiées selon les variables d'enquête du tableau 1. Ainsi 40 personnes sont rencontrées dans les villages contre 33 dans les camps forestiers. Les réponses aux questions ouvertes et les réponses obtenues sont dépouillées, compilées et agrégées de telle sorte qu'une analyse de contenu de l'information est réalisée.

### Présentation des résultats et identification des impacts

Les résultats obtenus suite à l'analyse des données permettent de présenter le profil socio-environnemental des personnes affectées pour une meilleure évaluation des effets subis par les populations des villages après l'implantation de la compagnie. Un profil socio-environnemental est considéré comme un référentiel précis et concis, constituant un cadre initial dont la fonction essentielle est de mettre en valeur les enjeux environnementaux pour les procédures d'évaluation environnementale (Lerond *et al.*, 2004). C'est un outil de dialogue, dont l'intérêt réside dans la méthode d'élaboration partenariale qui permet une appropriation des conclusions des discussions par les acteurs locaux. Il est indispensable pour hiérarchiser et afficher clairement les enjeux. Il constitue le point de départ pour l'évaluation environnementale des politiques et ainsi contribue à leur mise en cohérence (*Ibid*).

### Évaluation des impacts dans les villages

#### *Impacts des activités forestières sur les peuples vulnérables (pygmées)*

Les communautés indigènes représentent les peuples les plus affectées par les activités industrielles du fait qu'elles dépendent totalement de la forêt. La destruction de l'habitat naturel des pygmées dans l'UFA1 les force à se rapprocher de plus en plus des villages et à essayer de s'intégrer au monde dit « civilisé ». Ce rapprochement avec les villageois se fait avec beaucoup de difficultés, notamment les problèmes de communication (dus à la langue) et d'adaptation. L'accessibilité facile aux pygmées, qui sont considérés comme de grands guérisseurs et tradipraticiens, engendre aussi des conséquences néfastes sur l'exploitation des espèces (animales et végétales) utilisées en médecine traditionnelle. Ces espèces se font de plus en plus rares et les distances parcourues pour trouver certaines de ces plantes en forêt sont de plus en plus grandes.

#### *Augmentation de la population à résidence permanente*

La présence de la compagnie dans la région a engendré une augmentation importante de la population dans certains villages et dans les camps forestiers, comme on peut le constater sur les figures 2 et 3. Les espoirs suscités par la création d'emplois ont entraîné une immigration les chantiers forestiers et les villages près de ceux-ci. Par ailleurs, étant donné le nombre de licenciements recensés au cours des années qui ont suivi l'implantation de la compagnie, on a constaté une croissance du

taux de chômage passant de 10% à 30% en moins de dix ans. Il touche surtout les jeunes adultes (20-30 ans) qui ont abandonné les études et sont retournés vivre dans leur village. La tendance à l'augmentation de la population dans les camps n'a pas permis de résorber le taux de chômage à cause du manque de qualifications des chômeurs pour effectuer certains travaux en forêt. La population des camps, a subi une augmentation de 415% au cours de la dernière décennie à cause de nombreux citadins en quête de travail au sein des entreprises forestières.

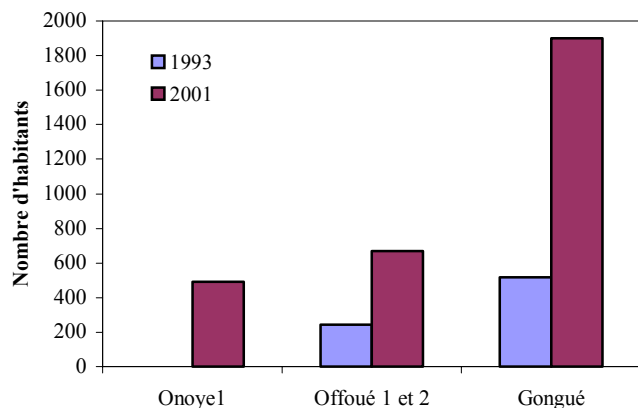


Figure 3. Évolution de la population dans les camps

#### Impacts sur les éléments culturels

De nombreux produits forestiers non ligneux dont les feuilles de Maranthacées utilisées pour l'emballage traditionnel, sont affectés négativement par la fragmentation du milieu. L'abattage des arbres à usages multiples tels que (*Irvingia gabonensis*, *Garcinia Kola*, *Coula edulis*, etc.) ayant une forte valeur marchande constituent des sources de conflits entre la compagnie et les villageois, d'autant que ces espèces deviennent rares. Les graines de ces arbres sont utilisées dans l'alimentation quotidienne des villageois.

#### Augmentation de l'utilisation des plantes médicinales

Devant l'insuffisance des structures de santé dans la zone étudiée, les principales maladies : maux de ventre, fièvre, toux, diarrhée, paludisme, jaunisse, impuissance sexuelle, stérilité, envoûtement, sont soignées avec la pharmacopée locale. L'utilisation des plantes médicinales est très répandue dans la zone, avec 75% de la population qui y recourt. L'augmentation de la population entraîne aussi une forte augmentation de l'utilisation des plantes médicinales, dont la survie est menacée car les arbres qui sont utilisés pour des fins pharmaceutiques sont généralement écorcés, les rendant vulnérables et entraînant parfois leur mort. L'augmentation de l'usage des plantes et

animaux pour la pharmacopée en fait des impacts potentiellement irréversibles.

#### Effritement des sociétés initiatiques

Le Gabon est un pays qui recèle d'un grand nombre de coutumes et de rites de diverses tribus, vivant dans la grande forêt équatoriale. Les sociétés initiatiques ou organisations secrètes n'agissent plus sur les actes coercitifs ou tout autre crime puni par la communauté. Ces sociétés avaient un pouvoir décisionnel au niveau des communautés rurales. Cependant, ce pouvoir diminue de plus en plus à cause du brassage des civilisations. Par ailleurs, ces sociétés ont besoin de la présence des zones sacrées qui sont aujourd'hui détruites par l'exploitation forestière. Les forêts sacrées constituent les lieux propices pour les rencontres et rituels au cours desquelles on pratique l'invocation des esprits et des génies de la forêt par à travers lesquels ces sociétés secrètes acquièrent le pouvoir. La forêt est ainsi considérée comme un endroit qui facilite le séjour des esprits et génies, dotés d'une grande intelligence (Chrétien, 1993). Si les plantes de la forêt gabonaise constituent un élément indispensable à la vie quotidienne, elles sont aussi des accessoires indispensables pour des rites, notamment les danses, les cérémonies rituelles et les coutumes Raponda-Walker (1962). Les groupes initiatiques ont pour but l'adoration des ancêtres et représentent également des ligues de protection de la nature, au à travers des lieux et sites sacrés.

#### Impact sur les droits fonciers coutumiers

Le contexte particulièrement flou du régime foncier gabonais entraîne des chevauchements entre les droits coutumiers, ceux des propriétaires des concessions forestières et les droits légaux reconnus par l'État. Les populations locales ont perdu leur légitimité face à la forêt au bénéfice des exploitants forestiers. Elles sont dépossédées de leurs droits ancestraux sans aucune forme d'indemnisation, la compagnie pratiquant des coupes de bois dans l'espace habité par les villageois. Dans un souci d'équité et de justice sociale, la nouvelle loi gabonaise sur les forêts (datant de 2001) prévoit une contribution financière des opérateurs forestiers afin que les revenus de l'exploitation reviennent aussi à la communauté. Cependant, le flou juridique donne aux concessionnaires forestiers la latitude de déterminer le montant et la manière dont ils peuvent contribuer au développement communautaire local. Il n'existe donc pas un cadre de conciliation qui permette de satisfaire les attentes des deux parties prenantes.

Par ailleurs, compte tenu du manque d'information sur la délimitation de l'espace forestier pour sa répartition entre les différents usagers, cet espace est au centre des problèmes de discordance entre les exploitants et les villageois. En effet, les exploitants forestiers empiètent régulièrement sur cette zone considérée comme le domaine forestier rural réservé pour les forêts communautaires (MINEF, 2001).

Évaluation de l'impact	Effet			Évaluation temporelle		
	Aucun	Positif	Négatif	Long terme	Réversible	Irréversible
<b>Éléments sociaux</b>						
Système de gouvernance			■	■		
Augmentation de la population						■
Organisation administrative						
Gestion du territoire						
Utilisation du sol			■		■	
Chasse			■	■		
Pêche			■			
Agriculture	■					
Sociétés initiatiques			■	■		
Plantes médicinales			■		■	
Animaux sacrés			■			
Arbres sacrés			■			
Lieux sacrés			■			
Revenus des travailleurs		■				
Associations	■					
Revenus des villageois		■				
Intrusion des élites villageoises			■			
Délinquance			■			
Augmentation de la consommation d'alcool			■			
Augmentation du taux de chômage			■			
Utilisation des produits forestiers non ligneux			■	■		
Structure économie		■				
Développement économique						
Relations inter-acteurs						
Employabilité des femmes						
Gestion des déchets						
Inflation						

Tableau 3. Résumé des impacts sociaux

*Impact sur le pouvoir de décision des sages*

Cette course effrénée à l'accès au pouvoir par les jeunes crée un véritable conflit des générations. Les personnes âgées perdent leur autorité ancestrale face à la jeunesse qui ne semble plus accorder de l'importance aux valeurs sociétales traditionnelles.

*Impact sur la structure économique*

La structure économique d'une localité peut être affectée positivement ou négativement (Jain et al., 1977). L'impact des activités forestières sur la situation économique des populations est souvent perçu avec une vision positive par les autorités locales. Ceux-ci ne considérant que le seul aspect de la création d'emplois potentiels par une compagnie qui s'installe dans la région. Il y a eu peu d'impacts positifs sur le développement économique local et les systèmes de production. Les villageois ont exprimé leurs inquiétudes face à l'augmentation des prix des produits de première nécessité depuis l'implantation de la

compagnie Leroy-Gabon dans la région. En effet, le pouvoir d'achat élevé des travailleurs forestiers, dont les revenus sont largement supérieurs à ceux des villageois, est la cause de cette situation.

*Augmentation des conflits*

Les types de conflits peuvent être abordés de diverses manières selon leur fréquence et leur intensité. Les conflits dans l'UFA1 se font à une fréquence de deux ou trois conflits au cours d'une année et elles sont d'une forte intensité (barrages de routes, menaces de mort avec les fusils de chasse, violence physique et verbale). Les conflits de types horizontaux, opposant une même catégorie d'acteurs sociaux, comme par exemples deux villages, peuvent survenir si la compagnie satisfait les exigences d'un village par rapport à un autre. Les conflits de type vertical qui opposent généralement des acteurs de nature différente.

Les relations entre l'administration forestière locale et les villageois sont principalement marquées par une absence de

collaboration et un déficit de communication. Les représentants de l'administration des Eaux et Forêts, agissant au nom de l'État, se plaignent du manque de moyens financiers et logistiques pour réaliser des campagnes de sensibilisation dans les villages et auprès du concessionnaire forestier. Par ailleurs, les actions menées par le service forestier local sont essentiellement de la répression. Par contre, les relations entre Leroy-Gabon et les populations locales s'articulent de manière ponctuelle par l'offre de quelques emplois temporaires au sein de l'entreprise, quelques actions d'aide à l'amélioration des conditions de vie dans les villages, notamment la fourniture de matériaux de construction pour l'amélioration de l'habitat villageois. Ces actions volontaires de l'exploitant ne permettent cependant pas de garantir un climat d'entente, de confiance et de collaboration avec les populations car elles se déroulent sur un fond de précarité économique. Il apparaît donc que les relations actuelles entre Leroy-Gabon et les villageois ne sont pas de nature à favoriser un partenariat en vue d'une bonne mise en œuvre d'un plan d'aménagement dans l'UFA1. Par ailleurs, les rapports entre l'administration forestière locale et Leroy-Gabon sont formels à travers le paiement des taxes forestières et le respect de la loi sur les forêts.

### **Évaluation des impacts dans les camps**

#### *Impact sur les femmes des travailleurs forestiers*

Les femmes des travailleurs forestiers n'ont pas d'activités économiques ni communautaires. Les petites activités commerciales, comme la vente de produits forestiers non ligneux, ne sont pas rentables. Ces femmes s'occupent cependant à des tâches ménagères, certaines d'entre-elles possèdent quelques parcelles d'exploitations agricoles familiales. Ces femmes considèrent qu'elles vivent dans des conditions d'isolement permanent car leurs époux passent 90% de leur temps hors des camps forestiers.

#### *Instabilité d'emploi*

Les emplois sont précaires à Leroy-Gabon. Le temps d'ancienneté au sein de la compagnie est très court, et varie entre quatre et cinq ans, pour une compagnie qui est installée depuis près de 15 ans dans la région. Seulement une dizaine de personnes y travaillent de manière stable depuis son implantation au début des années 1990. Cette précarité d'emploi s'explique par les nombreux licenciements qui surviennent au sein de l'entreprise. L'absence de comités de défense des droits des travailleurs accentue la tendance.

#### *Exposition aux risques*

Les travailleurs ont fait part d'absences répétées au travail, dues aux malaises et blessures. Les abatteurs à la tronçonneuse constituent les travailleurs les plus exposés aux risques d'accidents, notamment l'écrasement par un arbre, des coupures et des blessures graves. On dénombre en moyenne une vingtaine d'accidents de travail au cours d'une année pour les abatteurs,

certaines s'étant terminés par des décès ou la perte de membres corporels (bras, jambes), entraînant une incapacité de travail à vie. Cependant, les indemnités octroyées suite à ces accidents sont insignifiantes et ne couvrent pas le préjudice moral et physique.

#### *Impact des conditions de transport sur la santé des travailleurs*

L'un des principaux facteurs qui ont un impact sur la santé des travailleurs concerne les conditions dans lesquelles les travailleurs sont transportés dans des camions comme du bétail. Ceux-ci se plaignent de violents maux de dos dus à la position dans laquelle ils voyagent pour atteindre leur lieu de travail. Au moment de notre collecte des données, la distance parcourue était évaluée entre 150 et 200 kilomètres par jour, incluant le trajet aller et retour vers les camps.

#### *Hygiène publique*

Lorsqu'il a été construit, il y a près de quinze ans, la capacité prévisionnelle d'accueil pour le camp de Gongué était évaluée à une centaine d'employés avec éventuellement quelques membres de leur famille. Cependant, au fil des ans, la population a presque quadruplé de 1993 à 2001, passant de 500 à près de 2000 personnes (Ondo, 2001). Cependant, les structures d'accueil n'ont pas changé proportionnellement à cette croissance démographique qui est favorisée par un faible contrôle des personnes entrant dans les camps forestiers.

On note une accumulation des déchets sur l'environnement biophysique et humain. L'augmentation de la population dans les camps entraîne une augmentation de la quantité de déchets ménagers produits. Par ailleurs, les activités forestières et certaines infrastructures construites dans les camps et au sein de la forêt constituent une source importante de déchets. Quatre types de déchets sont identifiés dans l'ensemble de l'UFA1: les déchets ménagers (boîtes de conserve, emballage, etc.), les déchets industriels (ferraille, huiles usagées, vieux pneus, bidons plastiques vides, fûts) et les déchets biomédicaux.

Les déchets ménagers sont jetés directement dans des rivières entourant les camps ou simplement derrière les habitations, accentuant le nombre de cas des personnes atteintes de diarrhée, selon les informations recueillies auprès des infirmiers. La proximité des fumiers par rapport aux habitations facilite la prolifération des moustiques, vecteurs du paludisme. En effet, les moustiques se retrouvent souvent dans les eaux stagnantes et dans des boîtes de conserve vides. L'eau consommée par les travailleurs forestiers des camps, qui provient essentiellement de la rivière Gongué et du fleuve Offoué, n'est pas traitée bien qu'elle soit polluée. Cependant, les travailleurs européens sont ravitaillés, tous les vendredis, en eau minérale embouteillée.

La pollution chimique volontaire, causée par le déversement des déchets et par les hydrocarbures, est courante. L'absence d'un site d'enfouissement des déchets (ménagers et industriels) a un impact considérable sur l'insalubrité des camps. La dissémination des déchets industriels en pleine forêt peut avoir un impact

considérable sur la faune terrestre, notamment les petits animaux, dont les boîtes de conserve vides, laissés par les travailleurs forestiers, peuvent constituer de pièges. Les huiles usagées des véhicules et des camions sont vidangées directement dans les rivières, menaçant ainsi la faune aquatique.

#### *Augmentation de la prévalence des maladies sexuellement transmissibles*

Bien qu'on ne puisse pas prédire le taux de prévalence des maladies sexuellement transmissibles (MST) dans les camps forestiers, les infirmiers des trois camps affirment que le phénomène est inquiétant. La Syphilis, le Gonococcie et l'herpès sont des maladies qui affectent surtout la gente masculine. Ces camps forestiers sont des niches potentielles de transmission des MST à cause de relations à risque ou non protégées. Le vecteur principal des MST semble être la présence de prostituées dans les camps, selon les commentaires recueillis lors des enquêtes.

#### **Résumé des impacts sociaux**

Un résumé des résultats des impacts est présenté au tableau 3. Comme on peut le constater, les effets positifs sur les populations rurales, de l'implantation de la compagnie Leroy-Gabon sont peu nombreux. Par ailleurs, de nombreux éléments sociaux sont affectés négativement par la présence de la compagnie.

#### **Conclusion**

Le contexte social de l'aménagement est caractérisé par les enjeux suivants: (i) le chômage ou l'absence de sources alternatives de revenus, (ii) une carence de circuits de commercialisation des produits vivriers, (iii) la négligence des problèmes existentiels des populations et (iv) l'injustice sociale. Les populations locales ne détiennent aucun droit de propriété ou d'usufruit, ce qui constitue un problème juridique important. La situation des camps forestiers se caractérise un manque de prise en compte des questions sanitaires et de sécurité des travailleurs forestiers. Par ailleurs, on note une augmentation de la population des camps forestiers accentuant les problèmes d'insalubrité. Du fait d'un manque d'une gestion concertée entre les différents acteurs de l'UFA1, l'implantation de la compagnie a entraîné des impacts sociaux négatifs, dont certains sont irréversibles.

#### **Biographie**

Dr Célestine Mengue Medou est Ingénieur forestier, chargée d'Étude à la Vice-Primature au Gabon. Elle est diplômée de la maîtrise en sciences forestières de l'Université Laval et Docteur en sciences de l'environnement de l'Université du Québec à Montréal. Elle a travaillé pendant des années au Ministère des

Eaux et Forêts du Gabon. Elle travaille actuellement sur la prise en compte des évaluations environnementales durant le processus d'élaboration des plans d'aménagement forestier, pour une gestion durable des ressources forestières. Jean-Philippe Waub est professeur au département de Géographie de l'Université du Québec à Montréal. Il est spécialiste en évaluation environnementale et en analyse multicritère.

#### **Bibliographie**

- ATIBT (Association Technique Internationale des Bois Tropicaux), 1997. L'aménagement durable des forêts denses humides. Lassay-les-Châteaux, France. 100p.
- ATIBT, 2001. Étude sur le plan pratique d'aménagement des forêts naturelles de production tropicales africaines. Application au cas de l'Afrique centrale. Premier volet : production forestière. Paris, France, ATIBT, 91p.
- Burdge, R. J. (2004). The concepts, process and methods of social impact assessment. Social Ecology Press, Middleton, Wisconsin. 307p.
- Burdge, Rabel. J. 2003. The practice of social impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21 (2&3): 84-250.
- Burdge, Rabel. J. 2002. Why is social impact assessment the orphan of the assessment process ?. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 18(3): 3-9.
- Baillargeon, 2001. Méthodes statistiques avec applications en gestion, production, marketing, relations industrielles et sciences comptables. Trois-Rivières, Québec : Editions SMG. 896p.
- Banque Mondiale. 1999. Manuel d'évaluation environnementale (Édition française). Volume I : Politiques procédures et questions sectorielles. Secrétariat Francophone de l'Association internationale pour l'évaluation d'impacts. Washington et Montréal. 285p.
- Chrétien, JP. (1993). L'invention religieuse en Afrique : histoire et religion en Afrique noire. ACCT. & éd. Karthala. Paris. 487p.
- Duvigneaud, P. 1974. La synthèse écologique. Doin, Paris, 296. In Benoît Gauthier, 1996. Un modèle de développement durable appliqué aux industries minières du Québec. Groupe de recherche en écologie sociale (GRESOC). Université de Montréal. 119p.
- Francis, P. et Jacobs, S.1999. Institutionalizing social analysis at the Work Bank. *Environmental Impact Assessment review*, 19 (3): 341-357.
- Jain, R.K., Urban, L.V, et Stacey, G.S. 1977. Environmental impact analysis: a new dimension in decision making. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series. Litton Educational Publishing, Inc. 331p.
- Lerond, M; Larrue, C; Michel, P; Roudier, B, et C, Sanson. 2004. L'évaluation environnementale des politiques, plans et programmes : Objectifs, méthodologies et cas pratiques. Éditions TEC&DOC, Londres, Paris, New York. 311p.
- MINEF, (2001). Code forestier en République gabonaise. Ministère des Eaux et Forêts de la Pêche, du reboisement, Chargé de l'environnement et de la protection de la nature. Libreville, Gabon. 30p.
- OIT (Organisation internationale du travail), 1997. Des nouvelles directives pour protéger les bûcherons des forêts. Bulletin Travail, No 21, Septembre/Octobre.
- Ondo, R. 2001. Étude socioéconomique de la forêt des Abeilles. Leroy-Gabon, Gougué.
- Raponda-Walker, A. et Sillans, R. (1962). Rites et Croyances des peuples du Gabon : Essai sur les pratiques religieuses d'autrefois et d'aujourd'hui. Présence Africaine. Paris-V. 377p.
- Vanclay, F. 2003. International principles for social impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 21 (1) : 5-12.

## PARCS AGROFORESTIERS SAHÉLIENS : de la conservation à l'aménagement

G. Smektala<sup>1\*</sup>, R. Peltier<sup>3</sup>, N. Sibelet<sup>3</sup>, M. Leroy<sup>1</sup>, R. Manlay<sup>1</sup>, C. F. Njiti<sup>2</sup>, M. Ntoupka<sup>2</sup>, A. Njiemoun<sup>2</sup>, O. Palou<sup>2</sup>, Tapsou<sup>2</sup>, <sup>1</sup>Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Montpellier, France, <sup>2</sup>Institut de Recherche Agricole pour le Développement, Maroua, Cameroun, <sup>3</sup>Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement, Montpellier, France, \*Auteur pour la correspondance courriel : [smektala@engref.fr](mailto:smektala@engref.fr)

---

**Résumé :** Au Nord-Cameroun, comme dans l'ensemble des zones semi-arides africaines, les agriculteurs ont depuis longtemps défriché les savanes arborées pour les mettre en culture. Ce défrichement a souvent été sélectif : les cultivateurs ont conservé les arbres peu gênants ou utiles. Par la suite, ils ont parfois enrichi ces systèmes agroforestiers en introduisant de nouvelles espèces ou en conservant une partie de la régénération naturelle. En fonction de la composition du peuplement arboré d'origine, des conditions écologiques, des savoirs et des besoins des populations et de leur environnement socio-économique, différents types de parcs arborés se sont ainsi construits, dont les plus connus sont les parcs à faidherbia (*Faidherbia albida*) et les parcs à karité (*Vitellaria paradoxa*).

De 1950 à 1990, les Administrations forestières ont surtout cherché à protéger les arbres situés dans les champs et dans les formations naturelles, en interdisant la coupe. Ces politiques de conservation, si elles ont permis le maintien des parcs, ont eu aussi un effet contre-productif car les agriculteurs se sont sentis dépossédés de la gestion de leur patrimoine, si bien qu'ils n'ont plus conservé ou planté de jeunes arbres et que les peuplements ont vieilli. Des actions de recherche-développement montrent qu'il est possible de re-dynamiser la gestion de ces systèmes agroforestiers, à l'échelle des exploitations agricoles et à celle des communautés villageoises. Cela suppose une sécurisation des droits sur l'arbre qui peut passer par la création de "forêts communautaires", instituées par la loi forestière camerounaise de 1994, et pouvant inclure le parc agroforestier villageois. Dès lors, il y a transfert de propriété des arbres de l'Etat vers la communauté, ce qui ouvre le droit à leur exploitation dans le respect d'un plan de gestion.

Afin de préparer cette démarche, les pratiques traditionnelles raisonnées de gestion des arbres ont été décrites ; une méthode d'émondage conciliant conservation et développement du tronc, production de feuilles, de fruits et de bois a été testée, ce qui a permis de mesurer le stockage de biomasse sur pieds et la production annuelle. Une réflexion sur la combinaison des techniques de gestion dans le cadre d'un aménagement des parcs a été conduite et des pistes pour des modèles d'aménagement simplifié des parcs ont été proposées. Ces aménagements permettraient de concilier notamment la production par émondage de bois de feu, ressource rare, et la pérennité des parcs. Cette démarche recueille aussi l'appui des hauts responsables de l'Administration et des organismes de recherche et de développement, malgré la réticence d'une partie des agents administratifs de base qui craignent d'y perdre leur pouvoir et leurs avantages. Ces enjeux de changements demandent donc à être soutenus et devraient trouver un appui favorable auprès du Fonds pour l'Environnement Mondial puisqu'ils rentrent dans le champ de plusieurs conventions internationales : convention pour la diversité biologique, convention sur le changement climatique, convention de lutte contre la désertification.

**Mots clés :** parc arboré, agroforesterie, aménagement forestier, *Faidherbia albida*, ressource ligneuse, traitement, gestion durable, Cameroun.

**Abstract:** In North-Cameroon, as in all semi-arid regions of Africa, farmers have for a long time been clearing wooded savannah land in order to cultivate it. This clearing has often been selective, in that farmers have retained the trees that cause them least trouble and those that are useful. They sometimes enrich these agroforestry systems later by introducing new species or by conserving part of the natural regeneration. Various types of wooded parklands have been created, depending on the composition of the original tree population, the ecological conditions, the know-how and requirements of the local populations and their socio-economic environment. The most well known are the faidherbia parklands (*Faidherbia albida*) and the shea parklands (*Vitellaria paradoxa*).

Between 1950 and 1990, the forestry Department had a policy to protect trees located in fields and in indigenous forests, by prohibiting the cutting of trees. Although these conservation policies were effective in preserving the parklands, they also had a counterproductive effect because farmers felt they were being deprived of the right to manage their tree heritage, with the result that they stopped conserving and planting young trees and the stands aged.

Research, development and teaching activities conducted in North-Cameroon by various projects have shown that it is possible to revitalise the management of these agroforestry systems at the farm and village community level. The rights of stakeholders to exploit these trees need to be secured, and this could involve the creation of "community forests", provided for in the Cameroonian forestry law of 1994, and that could include village agroforestry parklands. If that was established, rights over the trees would be transferred from the State to the community, and the villagers would be able to exploit them within a defined management plan.

In preparation for this procedure, traditional deliberate tree management practices were described: pruning method was tested that reconciles conservation with trunk development and leaf, fruit and wood production. It enabled the biomass stock of the trees and their annual production to be measured. We discuss the combinations of tree management techniques that could be applied to the parklands and put forward some suggestions for simplified models of parkland management. These strategies would enable the villagers to produce firewood (a scarce resource) through pruning, while still preserving the parklands. This approach also has the support of those in power in the forestry Department and of the research and development organisations, despite the reluctance of the local forestry officials who fear it will undermine their power and advantages.

All that remains now is to implement the plan. It will require funding, which could come from the Global Environment Facility (GEF).

**Key words:** wooded parkland, agroforestry, forest management, *Faidherbia albida*, wood resources, sustainable management, Cameroon.

## Introduction

Les agriculteurs du Nord-Cameroun ont depuis longtemps défriché les savanes arborées pour les mettre en culture, conservant les arbres utiles ou peu gênants et introduisant de nouvelles espèces. En construisant ainsi des parcs arborés, ils ont doté leur système agraire<sup>49</sup> d'un capital de production ligneuse aux multiples fonctions associées. Sous l'impulsion de projets de développement, ces parcs sont aujourd'hui localement en recomposition et en extension. Dans une région aux besoins en bois-énergie croissants du fait de l'expansion démographique, une ressource ligneuse est actuellement disponible (les parcs anciens<sup>50</sup>) et une ressource future est en voie de constitution (les parcs jeunes). Cependant, l'Administration forestière locale reste sur une position coercitive, interdisant l'exploitation des arbres des champs paysans. Il y a donc une contradiction, entre la disponibilité d'une ressource qui pourrait subvenir à des besoins difficilement couverts<sup>51</sup> actuellement, dans certaines zones où les savanes relictuelles sont rares ou très éloignées, et l'application d'un droit interprété localement par les agents de l'Administration forestière qui empêche toute initiative de gestion des arbres. Partant de ce constat, une équipe de chercheurs de l'Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF), de l'Institut de Recherche Agricole pour le Développement (IRAD) et du Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), a conduit depuis 2003 une série d'études visant à démontrer la compatibilité de l'exploitation raisonnée des ressources ligneuses avec une gestion durable des parcs arborés.

<sup>49</sup> "Un système agraire est un mode d'exploitation du milieu, historiquement constitué et durable, un système de forces de production adapté aux conditions bioclimatiques d'un espace donné et répondant aux conditions et besoins sociaux du moment" (Mazoyer et Roudart, 1997)

<sup>50</sup> Au Burkina Faso, l'émondage total d'un arbre d'une circonférence de l'ordre de 200 cm donne environ 100 kg de bois frais (Depommier et Guerin, 1996) ; voir également *infra* les mesures effectués en pays Tupuri

<sup>51</sup> Par des récoltes pénibles en savanes éloignées, par destruction du capital ligneux productif et par le brûlage des résidus de cultures (tiges de mil et de sorgho) et des déjections des bovins

## Contexte général

De nombreux pays ont confié la gestion de leurs forêts à un corps spécialisé d'agents de l'Etat. En Afrique francophone le schéma de création d'un corps des Eaux et Forêts est directement inspiré du système français<sup>52</sup>. Par contre, pour ce qui concerne les arbres situés dans l'espace agricole ou pastoral, leur prise en charge est moins assurée par l'Administration. Les espaces naturels non protégés et non réservés à la production de bois ont généralement été classés dans le "domaine public de l'Etat". Au Cameroun, il s'agit, au sein du domaine national, du domaine forestier non permanent, défini par opposition au domaine forestier permanent dédié à la forêt ou à l'habitat de la faune sauvage. Dans le domaine forestier non permanent, le défrichement en vue d'une mise en valeur agricole et pastorale est toléré, à condition de respecter les droits traditionnels. Cependant, la coupe des espèces qui ont été classées "utiles" est en général interdite. En zone soudano-sahélienne d'Afrique, c'est en particulier le cas de la plupart des fruitiers sauvages (néré, karité, balanites...), aux potentialités à développer (Teklehaimanot, 2004), des arbres fourragers (*Faidherbia albida*<sup>53</sup>...) et des arbres dont le bois a une forte valeur en particulier pour la production de sciages (*Pterocarpus erinaceus*). De ce fait, un agriculteur qui veut éclaircir un peuplement naturel d'espèces protégées, voire même un peuplement agroforestier construit par lui-même ou par ses ancêtres, se trouve le plus souvent dans l'illégalité et ne peut utiliser ou vendre le bois qu'en fraude. Il en est de même pour l'éleveur qui veut émonder un arbre, pour nourrir son bétail avec ses feuilles.

<sup>52</sup> C'est à partir du 17<sup>ème</sup> siècle, avec l'Ordonnance de Colbert, que l'on a cherché à aménager les forêts (Pardé, 1999). Les principes et les méthodes se sont tout d'abord développés en France et en Europe. En France, la révolution de 1789 a transféré au peuple la gestion des domaines du Roi, des seigneurs et du clergé, dont il avait été exclu depuis des siècles. Il s'en est suivi une exploitation anarchique de la faune et de la flore. De ce fait, Napoléon 1<sup>er</sup> a jugé nécessaire de créer le corps des Eaux et Forêts, auquel il a confié ce domaine. Pour assurer une gestion durable planifiée, la très grande majorité des forêts domaniales a été aménagée au cours des 19<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> siècles.

<sup>53</sup> Pour des précisions sur les espèces citées voir (Arbonnier, 2000). *Faidherbia albida*, synonyme *Acacia albida*, est désigné en Afrique francophone par le nom commun *faidherbia*.



Pour illustrer ce propos, nous allons prendre l'exemple des parcs à *Faidherbia* au Nord-Cameroun. Mais cette réflexion a une portée plus générale, compte tenu de l'aire de répartition des parcs à *Faidherbia*. (Figure 1, d'après (Boffa, 1999))

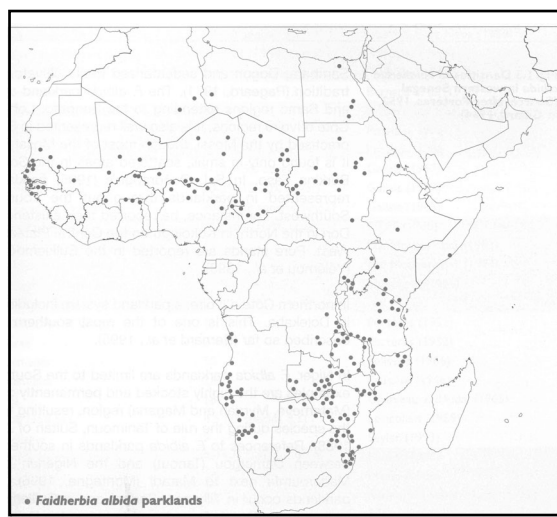


Figure 1. Aire de répartition des parcs à *Faidherbia*

## Les parcs arborés du Nord-Cameroun à travers l'Histoire

### Des parcs arborés "traditionnels"

Dans la zone soudano-sahélienne du Cameroun (Figure 2), de nombreux types de parcs arborés existent, au moins, depuis le 18<sup>ème</sup> siècle (Seignobos, 1996). La composition du peuplement est fonction de celle du peuplement naturel d'origine, lui-même conditionné par les paramètres écologiques. C'est ainsi que l'on trouvera, dans les vallées alluviales, des arbres à enracinement pivotant profond, capables d'aller chercher l'eau dans la nappe phréatique située à plus de 10 m de profondeur, comme le *Faidherbia albida* ; au contraire, dans les chaos granitiques des montagnes, les ficus, capables de glisser leur chevelu racinaire entre les rochers, seront plus nombreux.

Cette composition des parcs est cependant surtout fonction des besoins des populations, besoins exprimés dans le passé, mais dont la plupart sont toujours actuels. Par exemple, certains groupes d'agriculteurs qui ne possédaient pas de bétail donc ne disposaient pas de beurre animal, ont favorisé des espèces arborées capables de leur fournir un beurre végétal, comme le karité (*Vitellaria paradoxa*). D'autres ethnies, comme les Museye, ont protégé une espèce (*Prosopis africana*) pour des raisons culturelles et religieuses car son bois imputrescible était utilisé pour marquer les tombes des chefs et des guerriers (Bernard, 1999). Mais, dans tous les cas, l'espèce d'arbre n'était conservée que si son association avec les cultures était favorable ou peu gênante. Par exemple, le *Faidherbia albida*, qui perd son feuillage en saison des pluies, peut être associé à plusieurs cultures qui se développent pendant cette saison, telles que les sorghos à cycle court, mais pas avec les sorghos à cycle long ou à

cycle inversé, qui fructifient pendant que l'arbre a repris son feuillage et ombrage les cultures.

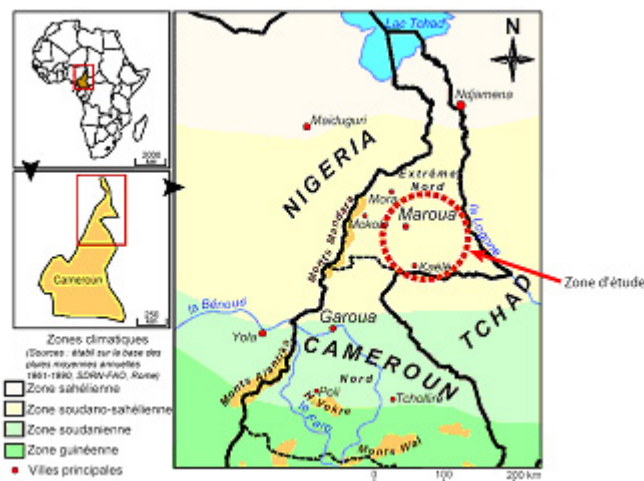


Figure 2. Localisation de la zone d'étude

### Les prescriptions techniques du développement : l'arbre ennemi de la culture attelée

Avant l'indépendance du pays, dans les années 1950-1960, les cadres des services de développement agricole (SEMORD, CFDT) préconisèrent l'éradication des arbres de l'intérieur des champs de coton, afin de favoriser la culture attelée, qui devait précéder la motorisation. Parfois même, l'accès aux intrants ou aux crédits de campagne était refusé si les paysans ne respectaient pas les prescriptions techniques visant à écarter l'arbre du champ. L'arbre était toléré, voire favorisé, en bordure des champs, mais on recommandait plutôt la plantation de rideaux brise-vent, constitués par des espèces exotiques à croissance rapide (*Cassia siamea*, *Azadirachta indica*) (Peltier et Eyog-Matig, 1988).

Après les grandes sécheresses des années 1970-1973, l'Etat camerounais développa dans le nord du pays une politique de "lutte contre la désertification" qui incluait une protection accrue des arbres de parc. Les agents de l'Administration chargée des forêts ont souvent pris cette loi comme prétexte pour exercer un véritable "racket" en prélevant une "taxe" sur les cultivateurs et les éleveurs qui émondaient les arbres de leurs parcs arborés (ENGREF, 2003 a). De ce fait, dans certaines ethnies comme les Masa, des pratiques nécessaires comme l'émondage avant culture ou à certaines périodes de stress climatiques ou sur des arbres parasités, n'étaient plus possibles. Les agro-éleveurs estimant qu'ils ne pouvaient plus gérer leurs parcs comme dans le passé, ont négligé leur renouvellement. De nombreux parcs péri-villageois de la région sont devenus clairsemés et vieillissants (Raison, 1988 ; Gautier *et al.*, 2002 a), comme celui du territoire villageois de Tokombéré : 6 arbres/ha et diamètre moyen de 60 cm à hauteur de poitrine (Libert et Eyog-Matig, 1996). Cependant, ces mêmes auteurs montraient, dès 1990, l'existence

de parcs beaucoup plus jeunes et beaucoup plus denses (40 arbres/ha, diamètre moyen 34 cm), développés ponctuellement par quelques agriculteurs.

Les interrogations de la recherche et la construction chez les développeurs d'une nouvelle représentation de l'arbre dans les systèmes de culture<sup>54</sup>

Le maintien et même l'extension de ces parcs par de nombreux agriculteurs (Seignobos, 1996), malgré les interventions des agents de l'Etat, interrogèrent les services de la recherche. En 1985, Peltier et Eyog installaient un essai dont le but était de montrer l'effet de *Faidherbia albida* sur les cultures associées (Peltier et Eyog-Matig, 1988 ; Harmand *et al.*, 1996). Par la suite, cette même équipe de l'IRAD lança diverses études de rendement des cultures sous faidherbia en milieu paysan qui montrèrent que la présence du faidherbia améliorait la production de sorgho (dans la grande majorité des cas) et du coton (sauf sur les sols les plus fertiles).

A la même époque, le projet GAO-DOSSO, testait au Niger une méthode pour encourager les agriculteurs à conserver et à protéger la régénération naturelle arborée dans les champs. Grâce à une campagne d'information et au versement de primes d'un montant très modeste (moins de 0,1 euro par arbre conservé et protégé pendant 3 ans), mais néanmoins incitatives, ce projet a permis en dix ans de faire passer la densité en *Faidherbia albida*, de 5 à 35 pieds par ha, sur un territoire de 15 000 ha (Montagne, 1996).

#### *Le renouveau des parcs à faidherbia*

Cette méthode fut reprise par le projet Développement Paysannal et Gestion de Terroir (DPGT) et diffusée à grande échelle au Nord-Cameroun à partir de 1996. Les inventaires réalisés sur différents villages, trois ans après le début de l'opération ont montré un net rajeunissement des parcs arborés (Rocquencourt, 2000 ; Gautier *et al.*, 2002 a). Les inventaires menés sur les villages de Gané et Sirlawé ainsi que les enquêtes réalisées auprès des développeurs du projet DPGT donnent des éléments d'appréciation de la dynamique des parcs arborés en pays Tupuri et plus généralement au Nord-Cameroun (ENGREF, 2004) :

- augmentation de la densité du faidherbia dans les parcs anciens des zones d'habitation ;
- extension spatiale des parcs existants par sélection et conduite de semis, de rejets ou de drageons dans les champs de brousse où les faidherbias adultes étaient absents (Figure 3) ;
- cette dynamique est constatée sur la majorité des zones d'intervention de l'opération "faidherbia" du DPGT.

La dynamique d'extension spatiale du parc arboré à faidherbia est donc avérée. Elle est le résultat d'une volonté délibérée des paysans Tupuri aidés par un projet, à la recherche des avantages agronomiques (augmentation de la production) et économiques (fourniture de fourrage et de bois de feu) que procure le faidherbia par sa présence au milieu des cultures pluviales. Cette volonté s'est matérialisée par la mise en œuvre de pratiques de sélection et de taille des jeunes plants du faidherbia issus de la régénération naturelle, régénération facilitée par la présence du bétail qui favorise la diffusion des semences sur le territoire du village.



Figure 3. Champs de brousse où les faidherbias adultes sont absents

#### **Pourquoi se préoccuper de l'aménagement des parcs arborés ?**

L'aménagement forestier est un outil pour la gestion intentionnelle<sup>55</sup>, dans un cadre planifié tenant compte des contraintes du long terme inhérentes aux cycles biologiques des arbres et des peuplements arborés, et visant à assurer la pérennité de l'état boisé. Aujourd'hui, compte tenu du regain d'intérêt pour les parcs de la part des paysans, peut se poser la question de leur aménagement. Si cette question a été posée depuis longtemps pour les espaces forestiers, elle ne l'a pas encore été pour les systèmes agroforestiers du type parcs arborés. Les réflexions sur l'aménagement des forêts ignorent cette composante des peuplements arborés pour laquelle aucune méthode d'aménagement spécifique n'a été développée ou pensée, comme le montrent les études historiques (Guillard, 1999) ou prospectives (Valeix, 1999) et les ouvrages techniques (Bellefontaine *et al.*, 1997 ; Catinot, 1997). Si la problématique d'aménagement des parcs présente des particularités par rapport à celle des espaces forestiers, particularités qu'il faut examiner, il n'en est pas moins nécessaire de doter les utilisateurs de ces ressources de cet outil de gestion durable qu'est l'aménagement.

<sup>54</sup> Un système de culture est l'ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur un groupe de parcelles traitées de façon homogène.

<sup>55</sup> Ensemble des actions ayant pour but la résolution d'un problème d'environnement (Mermet, 1991)

La suite de cet article, après avoir rappelé la définition de l'aménagement forestier et les étapes concrètes de sa réalisation, examine les raisons qui justifient l'aménagement des parcs agroforestiers et propose des pistes techniques pour leur aménagement qui devront être discutées avec les parties prenantes<sup>56</sup>.

#### *Qu'est-ce qu'un aménagement forestier ?*

De nombreuses définitions ont été données. Pour le Comité de mise en valeur des forêts tropicales de la FAO, "*l'aménagement est la planification et l'exécution d'actions destinées à assurer la conservation et l'utilisation d'une forêt en fonction d'objectifs (entre autres de production ligneuse) et du contexte physique et socio-économique*" (Bellefontaine et al., 1997). Pour Catinot, "*l'aménagement forestier constitue une opération d'une portée pratique considérable puisque, en associant obligatoirement la régénération à l'exploitation et en visant le maintien indéfini du capital forestier, elle assure en même temps la mise en valeur et la conservation du domaine forestier ainsi pris en charge*" (Catinot, 1997).

La prise en compte conjointe de la notion de développement durable conduit à envisager l'utilisation et la conservation des forêts avec des moyens économiquement viables, socialement acceptables et respectueux de l'environnement. Cette volonté de maîtriser l'évolution d'un ensemble d'arbres d'une manière durable peut s'appliquer également aux parcs agroforestiers.

Une autre définition (Descamps, 2005) met l'accent sur les incertitudes de l'environnement du système forêt : l'aménagement est un "*acte multidisciplinaire destiné à définir, expliciter et programmer la gestion, dans un contexte socio-économique mouvant et dans un environnement soumis à aléas*". Là aussi elle peut s'appliquer aux systèmes agroforestiers subsahariens dont l'environnement, tant naturel que socio-économique, est riche d'incertitudes (aléas climatiques, prix des produits agricoles et d'élevage, insécurité foncière liée aux phénomènes de migrations inter-régionales).

Quant à la réalisation d'un aménagement, elle se décline en quatre étapes (Bellefontaine et al., 1997) :

- la connaissance et la description de l'existant (environnement humain, diagnostic de l'écosystème) ;
- la définition des objectifs, des outils et des moyens ;
- la négociation et la rédaction d'un plan d'aménagement ;
- la mise en œuvre de ce plan, son suivi et son contrôle.

<sup>56</sup> Nous n'insistons pas ici sur la nécessité d'une démarche d'aménagement à laquelle les parties prenantes et notamment les acteurs locaux doivent être associés lors d'une phase de négociation des objectifs, des moyens techniques, des modalités de mise en œuvre et de répartition des responsabilités et bénéfices. Voir sur ce sujet (Bertrand et al, 1999)

Avant d'exposer l'ensemble des arguments pour un aménagement des parcs, les objectifs attribués aux arbres des parcs par les paysans et les pratiques de gestion associées, ainsi que les conditions sociales de l'appropriation des ressources arborées, étudiés dans deux villages du pays Tupuri, sont présentés. Ces informations permettent de connaître le contexte, l'existant, et leur recherche fait donc partie intégrante du processus d'aménagement. Mais elles permettent aussi de comprendre pourquoi un aménagement serait utile en tant que garantie de la pérennité des fonctions et des productions des parcs, et de l'appropriation de la production ligneuse par les paysans.

#### *Objectifs recherchés : fonctions et productions des parcs arborés à faidherbia en pays Tupuri*

Les enquêtes effectuées auprès des paysans des villages de Gané et Sirlawé (ENGREF, 2003 a ; ENGREF, 2003 b, ENGREF, 2004) ont permis de recenser les fonctions attribuées aux parcs par les paysans et les productions qu'ils en retirent.

Deux fonctions principales font l'unanimité des villageois interrogés : l'amélioration de la production agricole et l'ombrage. Les paysans disent du faidherbia qu'il augmente la fertilité du sol, et ce, grâce à la chute des feuilles en début de saison des pluies. Les réunions de sensibilisation tenues par le projet DPGT ont, il est vrai, insisté sur cette fonction. Cependant, l'ancienneté de leur présence dans les champs vivriers de case laisse supposer que cette fonction est reconnue depuis longtemps. Certains villageois évoquent d'emblée sa fonction d'amélioration de la production agricole : "*Les cultures produisent mieux dessous dès la troisième année puis de mieux en mieux*". Dans le parc arboré, le faidherbia est unanimement apprécié pour son feuillage de saison sèche qui procure ombrage et fraîcheur.

Les productions sont multiples : le fourrage, le bois de feu et le bois de service, la pharmacopée.

Les feuilles et les gousses constituent un fourrage de qualité pour les ruminants car une petite quantité de fourrage frais, riche en matière azotée, permet à l'animal de digérer une grande quantité de matière sèche (paille, herbes sèches). Elles sont disponibles durant la saison sèche et sont surtout utilisées en période de soudure quand les autres ressources fourragères sont épuisées.

Le faidherbia produit un bois de feu de bonne qualité, qui ne fume pas mais dont la valeur calorifique par unité de volume est plus faible que celle d'autres espèces mieux appréciées (comme *Anogeissus leiocarpus* ou certains acacias). Son utilisation comme bois de feu semble liée à la rareté de la ressource ligneuse, comme déjà observé au Cameroun (Seignobos, 1996) et au Burkina Faso (Depommier et Guerin, 1996). Dans le village de Gané, le bois est devenu si rare que les femmes font souvent le feu pour la cuisine avec des tiges de sorgho ou des bouses de vaches ramassées dans les champs. La récolte d'un fagot d'une vingtaine de kilos de fines tiges de l'arbuste *Guiera senegalensis*, sur des terres éloignées situées hors du terroir villageois, nécessite quatre heures de travail, alors que le faidherbia est une ressource disponible à proximité immédiate des cases

Comme bois de service, le faidherbia est également de bonne qualité, quoique peu durable comparé à d'autres essences. Il est attaqué par divers insectes xylophages, ce qui interdit son emploi pour construire l'assise des greniers à céréales. Il peut être utilisé pour des structures qui ne sont pas en contact avec le sol, comme les toitures.

Enfin, son écorce est parfois utilisée à des fins médicinales. Elle est pilée, puis bouillie, afin de produire un jus capable de lutter contre les vers intestinaux.

En dehors de ses avantages présentés ci-dessus, le faidherbia a aussi un sérieux inconvénient lorsqu'il vieillit sans être régulièrement émondé : il arrive que de lourdes branches tombent et que de vieux arbres soient déracinés par les vents violents. Le risque pour les habitations auxquelles il apporte de l'ombrage est alors grand.

#### *Des pratiques traditionnelles raisonnées de gestion des arbres*

Une série d'entretiens menée avec des paysans propriétaires<sup>57</sup> de faidherbias (ENGREF, 2004) a mis en évidence des pratiques raisonnées de gestion des arbres du parc.

Il existe une gestion individualisée de l'arbre par le paysan qui :

- connaît chaque arbre de son parc (son âge s'il n'est pas trop vieux, la personne qui l'a sélectionné ou plus rarement planté) ;
- émonde de façon raisonnée (les branches coupées sont choisies en fonction des usages) ;
- pratique des émondages en respectant des périodes de rotation d'environ 7 ou 8 ans ;
- évalue chaque faidherbia relativement à des fonctions (augmentation de la fertilité, ombrage), des usages qu'il procure (bois, fourrage) ou à des menaces qu'il engendre (chute de branches ou de l'arbre sur les habitations par grand vent).

Le paysan se fait une représentation à moyen terme des arbres de son exploitation :

- un grand nombre de paysans ont suivi l'opération faidherbia du DPGT et ont sélectionné de jeunes faidherbias dans leurs champs de brousse (parfois jusqu'à 180 tiges par hectare), avec pour objectifs d'améliorer la production agricole et de produire du bois ;
- les faidherbias susceptibles d'être émondés sont repérés et la date de leur émondage est régie par des considérations sur le volume disponible dans le houppier et la dimension des branches que l'on pourra couper.

#### *Les droits d'appropriation des ressources du parc arboré*

La loi forestière camerounaise de 1994 attribue la propriété des arbres à l'État et accorde un droit d'exploitation de tous les produits forestiers aux populations riveraines, en vue d'une

<sup>57</sup> Dans le droit traditionnel

utilisation personnelle, à l'exception des espèces protégées. Le droit d'accès, d'extraction, de gestion et d'exclusion s'exerce sur les arbres de la concession<sup>58</sup> et dans une moindre mesure sur ceux des champs dont les paysans ont l'usage. Sur les arbres des brousses et des vieilles jachères, ils n'ont que des droits d'accès et d'extraction (Gautier et al., 2002 b).

En pratique, en pays Tupuri, toute coupe d'un faidherbia, même si elle est partielle et à utilisation non marchande, est interdite par les agents locaux de l'Administration chargée des forêts, qui ont érigé le faidherbia en arbre protégé, et par conséquent non exploitable, même partiellement. Dans les faits, les émondages sont parfois pratiqués et donnent lieu, s'il y a accord du chef de poste forestier, au paiement d'une taxe négociée, dont le montant est variable, en fonction du nombre de branches coupées et de la situation économique et sociale du demandeur (de 300 à 1000 FCFA par branche, soit 0,5 à 1,5 euros). Si une coupe sans accord préalable est repérée, une amende est exigée du contrevenant. Elle peut aller jusqu'à 2500 FCFA<sup>59</sup> (3,8 euros) pour un étêtage complet. Ceci conduit en pratique à des coupes légères et discrètes (une à deux branches) qui passent inaperçues. Pour les paysans, le bois récolté sur un arbre dans un champ appartient au propriétaire du champ (celui qui a le droit de le cultiver).

Ces pratiques limitent l'exploitation d'une ressource renouvelable<sup>60</sup> de bois de feu et de service, rare dans les terroirs, et remettent en question l'entretien et l'utilisation à venir des jeunes peuplements créés récemment. Certains paysans affirment déjà limiter leurs tailles d'entretien à cause de ces taxes, tailles nécessaires à l'éducation des jeunes tiges, afin d'obtenir une forme élancée qui limitera la concurrence pour l'espace et la lumière avec les plants de sorgho ou de coton. Ces taxes risquent donc de décourager les pratiques de sélection de faidherbias, dès lors qu'elles ne sont plus aidées par un projet et de remettre en cause les possibilités de tirer profit de l'extension des parcs.

#### **Les arguments pour l'aménagement des parcs arborés du Nord-Cameroun**

Au-delà des objectifs recherchés par les paysans et des particularités des modalités d'appropriation de la ressource, d'autres éléments plaident pour que les parcs arborés du Nord-Cameroun fassent l'objet d'un aménagement au sens forestier du terme. En les résumant, l'ensemble des raisons sont les suivantes :

<sup>58</sup> Enclos familial, la concession est, au Nord-Cameroun, un terrain, généralement clos, regroupant l'ensemble des maisons correspondant à une famille (Seignobos et Tourneux, 2002)

<sup>59</sup> Soit l'équivalent du salaire de 4 à 5 jours de travail agricole

<sup>60</sup> Les faidherbias supportent l'émondage périodique comme le montrent des arbres ayant été émondés il y a quelques années dans les terroirs du Nord-Cameroun, et comme le rapporte Seignobos (Seignobos, 1996). En Ethiopie, des agro-éleveurs émondent les faidherbias tous les quatre ou cinq ans (Poschen, 1986). Au Burkina-Faso, l'émondage du faidherbia se pratique également (Depommier et Guerin, 1996)

- les parcs ont des fonctions et produisent des ressources qui sont utiles aux paysans. Ils participent ainsi à l'économie des ménages et concourent à la réduction de la pauvreté. Ils améliorent les conditions de vie : réduction du temps consacré par les femmes à la récolte de bois et donc libération de temps disponible pour d'autres activités. De plus, ils limitent la pression sur des espaces de brousses encore conservés, eux-mêmes producteurs de ressources et de services environnementaux (conservation de la biodiversité, limitation de l'érosion hydrique et éolienne, contribution au microclimat régional) ;
- ces ressources sont actuellement sous-exploitées, du fait d'une interprétation locale de la législation sur la protection des espèces ligneuses qui dénie au paysan ayant conduit personnellement un arbre sur sa parcelle agricole le droit de l'exploiter. L'élaboration de plans d'aménagements pourrait aider à clarifier la question de l'appropriation des produits, tout en conciliant droit traditionnel et droit moderne, notamment par l'inclusion du parc dans une forêt communautaire ;
- dans l'hypothèse où une autorisation d'exploitation serait obtenue, la question de la production soutenue (de bois et de fourrage) et celle du renouvellement de la ressource, dans un système agraire caractérisé par la rareté des ressources soumises à de fortes pressions, seraient posées. Or l'aménagement, s'il est appliqué, en fixant la possibilité annuelle <sup>61</sup> compte tenu du capital sur pied et de la production, et en prévoyant la régénération des peuplements, permet de maintenir ou d'atteindre un équilibre entre production et récolte, tout en garantissant la pérennité de l'état boisé ;
- l'extension et le rajeunissement des parcs sous l'impulsion du projet DPGT posent le problème de la gestion de ces espaces agroforestiers nouvellement créés, avec de jeunes peuplements beaucoup plus denses que par le passé, et pour lesquels il n'y a pas encore de référentiel technique disponible. En effet, leur développement peut poser des problèmes : surdensité donnant trop d'ombrage aux cultures malgré l'absence de feuillage et entraînant une concurrence entre les jeunes arbres. L'aménagement, en prévoyant un calendrier des interventions, donnera des indications sur le rythme et l'intensité des éclaircies qui seront nécessaires ;
- les parcs arborés sont en interaction avec le reste du territoire villageois : les réflexions sur la gestion des territoires aujourd'hui au sein de projets de développement (PRASAC, ARDESAC) ne peuvent faire l'économie de celle sur la dynamique et la gestion des espaces arborés (Chéry et Smektala, 2004) et notamment des parcs à travers leur aménagement.

<sup>61</sup> Volume moyen susceptible d'être récolté annuellement pendant la durée de l'aménagement forestier sur un groupe d'unités de gestion (Dubourdieu, 1997)

Compte tenu de ce qui précède, pour aménager les parcs arborés à faidherbia du Nord-Cameroun et les parcs soudano-sahéliens de façon générale, il convient d'examiner les questions qui se posent à l'aménagiste, questions habituelles de la démarche d'aménagement ou questions spécifiques aux parcs arborés, et les réponses qu'il est possible de proposer.

### **Quel aménagement pour les parcs à faidherbia du Nord-Cameroun ?**

Afin d'apporter des éléments de réponse à cette question, qui ne pourra trouver une réponse concrète que dans la mise en œuvre effective avec les acteurs d'une démarche d'aménagement, examinons les problèmes posés par la gestion et l'aménagement des parcs au Nord-Cameroun.

#### *L'appropriation de la ressource et le droit d'exploitation*

Comment rendre les pratiques d'exploitation des arbres des parcs (un des objectifs de production des aménagements envisagés), compatibles avec le droit forestier, tout en donnant une assise juridique et institutionnelle à l'aménagement des parcs ?

Une des voies pour surmonter cette contradiction entre production d'une ressource rare, mais renouvelable, et interdiction de l'exploiter, serait d'instituer le parc villageois en "forêt communautaire". La loi forestière de 1994 et son décret d'application de 1995 ont instauré la possibilité (Gautier et al., 2002 b) :

- du transfert de gestion de la forêt : "*la gestion de cette forêt [communautaire] relève de la communauté villageoise concernée, avec le concours ou l'assistance technique de l'Administration chargée des forêts*" (article 3(11) du Décret) ;
- et du transfert de propriété des ressources de la forêt, de l'Etat à des communautés organisées : "*les produits forestiers de toute nature résultant de l'exploitation des forêts communautaires appartiennent entièrement aux communautés villageoises concernées*" (article 37(3) de la Loi).

Ainsi, "*en échange de la gestion de la forêt communautaire conformément aux dispositions d'un plan de gestion convenu, la communauté concernée obtient la propriété exclusive des produits issus de cette forêt*" (MINEF, 1998). L'incorporation du parc villageois dans une forêt communautaire, en transférant de ce fait la propriété des produits à la communauté pourrait lever le problème de l'interdiction d'exploiter le faidherbia et d'autres espèces. Cependant, la mise en place de ces forêts communautaires ne se fait pas sans difficultés, concernant le choix et la composition de l'entité juridique de gestion, les liens à établir entre organisation formelle et institution traditionnelle, le coût de l'opération, et les réticences de la part de certains agents de l'administration forestière ; de plus, dans le nord du pays, ces expériences sont encore rares (Cuny et al., 2006).

#### *Quelles unités de gestion et d'aménagement ?*

La juxtaposition de parcelles agroforestières appropriées par une multitude de propriétaires et constituant le parc arboré villageois à aménager est une particularité de la structure socio-spatiale de ce système. Pour des raisons d'économie d'échelle, l'appui nécessaire à la réalisation d'un aménagement ne peut se faire qu'au niveau d'un agrégat de parcelles. Il en est de même pour la création d'une forêt communautaire. L'échelle spatiale de réalisation d'un aménagement pourrait donc être le parc arboré d'un territoire villageois dans son ensemble (auquel pourrait s'adjoindre éventuellement les espaces de brousses de ce même territoire). Cela pose la question de l'établissement de règles de gestion et d'exploitation, et de règles de répartition des produits et des bénéfices entre les membres de la communauté. Ces derniers apporteraient en effet dans l'entité agroforestière aménagée des parcelles qui varient par leurs surfaces et par les peuplements qu'elles portent (densité, âge, capacité de production, possibilité de récolte). Ces parcelles seraient les unités de gestion. Un règlement interne, s'inspirant du fonctionnement des groupements forestiers tels qu'ils existent en France (Liagre, 1997), pourrait prendre en compte la part apportée par chaque paysan et définir en conséquence ses droits sur la production de bois prélevée annuellement. Pour un approvisionnement annuel régulier des ménages en bois de feu, des accords internes devraient être passés, afin qu'une exploitation agricole puisse bénéficier des surplus d'autres exploitations une année où la structure de son peuplement implique des prélèvements limités. Elle rendrait une quantité équivalente l'année où une récolte plus importante lui serait possible. Cette proposition pose cependant de réels problèmes de coopération et de coordination entre les membres du futur groupement. Une analyse de la sociologie politique de ces "communautés de voisinage", et une négociation sur la possibilité de faire des transferts de surplus d'une famille à l'autre selon les années, sont à mener, afin d'apprécier la faisabilité d'une telle organisation. Si un accord entre les villageois est trop difficile à trouver, il est possible de laisser chaque agriculteur gérer les arbres de ses champs, en fixant seulement des règles de gestion communes à l'ensemble de la forêt communautaire.

#### *Comment obtenir une production durable de bois ?*

Si l'objectif de production de bois n'est pas le seul recherché il reste essentiel, compte tenu de la rareté du bois de feu et des effets négatifs sur la fertilité des sols des prélèvements de combustibles de substitution. L'optimisation de cette production passe par la mise au point de techniques de prélèvement et de régénération qui garantissent le renouvellement de la ressource, par le choix d'un traitement<sup>62</sup>, et par la connaissance de la production annuelle et le calcul d'une possibilité à respecter.

#### *1) Quelle technique d'exploitation utiliser ?*

<sup>62</sup> Le traitement sylvicole caractérise la nature et l'organisation des opérations sylvicoles dans une unité de gestion. Il conduit l'évolution de la structure du peuplement (Dubourdieu, 1997)

Une ressource en bois est disponible dans les houppiers des faidherbias et des karités des parcs arborés du Nord-Cameroun. Faute de connaissances scientifiques solides, l'Administration forestière du Nord-Cameroun considère que l'émondage de ces arbres de parc est une pratique non durable et donc condamnable. C'est pourquoi, depuis 2000, les équipes ENGREF-IRAD ont entrepris des travaux en vue de mesurer la disponibilité en bois et la productivité des parcs traités par émondage. Une méthode d'émondage conciliant conservation et développement du tronc, production de feuilles, de fruits et de bois a été testée sur le karité dans le village de Mafa-Kilda (ENGREF, 2005 a). Cette méthode s'appuie sur les pratiques traditionnelles afin de mieux accompagner les dynamiques endogènes gage de développement des processus d'innovation (Walters et al., 2005 ; Peltier, 1994 ; Sibelet, 1995). Un premier émondage a été réalisé en 2000, un second en 2005 sur les mêmes arbres. En cinq ans, la biomasse du houppier a été reconstituée, mais les paysans ont constaté que cette rotation n'est pas suffisante pour permettre une nouvelle production de fruits et pour obtenir du bois de feu de diamètre commercialisable (10 cm). Ils proposent donc une rotation de huit ans sur le karité. De même, d'après les paysans Tupuri, un émondage complet du faidherbia tous les 7-8 ans est possible (Figure 4). Cette rotation permet de produire des branches d'un diamètre de 10 à 15 cm, faciles à couper et à utiliser. Ces techniques d'exploitation (émondage partiel et taille en têtard), interdites par l'administration forestière, couramment pratiquées sur d'autres espèces des milieux tempérés isolées ou disposées en alignement (frênes, platanes), permettent donc néanmoins une production constante et des récoltes régulières, tout en garantissant la pérennité du capital productif. Des essais d'élagage et d'émondage selon les deux méthodes *thinning out* et *heading back* (Huxley, 1999), visant respectivement à éclaircir le houppier ou à augmenter le nombre de branches, devraient être entrepris, en recherchant les pratiques les plus à même de fournir des produits de dimensions adaptés aux besoins pour une rotation donnée, tout en permettant la reconstitution de la biomasse.



Figure 4. Exemple d'un cas d'émondage complet du faidherbia

## 2) Comment régénérer les peuplements existants et créer de nouveaux peuplements ?

L'expérience du projet DPGT a montré que la régénération des peuplements existants et leur extension spatiale dans le territoire sont maîtrisées et ne posent pas de problèmes techniques. En effet, en zone soudano-sahélienne, le faidherbia se reproduit aussi bien par graines que par drageons et rejets de souche (Centre Technique Forestier Tropical, 1988). C'est la volonté du paysan de développer un jeune peuplement dans son champ qui est alors déterminante : les jeunes faidherbias doivent être sélectionnés et, ayant un port buissonnant, il doivent être éduqués par des tailles successives. La question est alors de savoir si les primes données par le projet seront encore nécessaires. L'intérêt porté par les paysans au développement du faidherbia et la légitimation, de sa présence dans les champs par le système de développement prégnant du coton (la SODECOTON) et de son exploitation par l'Administration forestière, seront-ils suffisants pour entretenir cette dynamique ? Il a été constaté ponctuellement une augmentation du nombre de faidherbias, et ce sans intervention de projet, mais l'on peut se demander quelle pourrait être l'ampleur de ce phénomène<sup>63</sup>.

## 3) Quel traitement pour le collectif d'arbres du parc arboré ?

Les peuplements du parc ancien ont une structure de futaie irrégulière (Figure 5). Les jeunes peuplements ont une structure de futaie régulière, la très grosse majorité des jeunes arbres ayant moins de 15 cm de diamètre. La technique d'exploitation du bois envisagée, conforme aux pratiques traditionnelles, est celle de l'émondage partiel ou total à intervalles réguliers, le tronc étant conservé pendant un certain nombre de rotations à définir. Cette technique est compatible avec les deux structures relevées. Dans les peuplements jeunes qui atteignent dans certains cas des densités élevées, une densité de 183 tiges/ha a été mesurée dans un champ du village de Gané (ENGREF, 2005 b), des éclaircies sélectives sont à prévoir afin d'éviter la concurrence entre les arbres et la compétition éventuelle avec les cultures annuelles. Le traitement de ces jeunes peuplements est donc assimilable, au moins dans un premier temps, à celui d'une futaie régulière. Ensuite, le renouvellement pourra se faire progressivement, par pied ou par bouquet. Ceci afin d'éviter que, compte tenu des petites surfaces appropriées, un propriétaire ne se retrouve sans avoir la possibilité de récolter pendant les premières années de croissance d'un peuplement jeune.

La conduite envisagée de ces peuplements récents de faidherbias ne correspond donc à aucun traitement classique des forêts. Elle fait appel à une succession de traitements dans le temps, présentée dans le tableau 1.

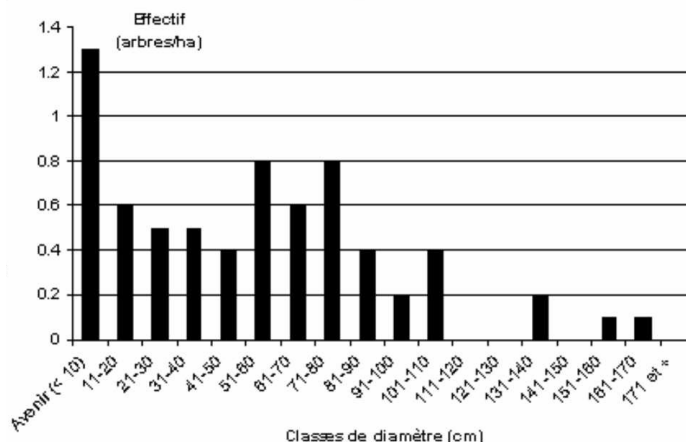


Figure 5. Structure diamétrique du peuplement de faidherbias du parc arboré du village de Gané (ENGREF, 2003).

La diversité des schémas de renouvellement possible entraînera une diversité structurale des peuplements de deuxième génération.

## 4) Comment estimer la ressource disponible ?

Les travaux ont permis également la mise au point de tarifs de biomasse sous forme d'équations allométriques (Hairiah et al., 2001) destinés à estimer la biomasse émondable régulièrement. De tels tarifs ont déjà été construits pour des espèces présentes en brousse (Smektala et al., 2002). Dans le village de Gané, trente-cinq faidherbias ont été choisis dans les parcelles des paysans, afin d'avoir une répartition entre les diamètres 15 et 100 cm à 1,30 m. Pour chaque arbre, les caractéristiques dendrométriques suivantes ont été relevées : circonférence à 1,30 m, hauteur totale, hauteur du tronc, diamètres du houppier. L'émondage a été ensuite réalisé selon les indications du propriétaire (Figure 6). La circonférence à la base des branches a été mesurée. La partie utile des branches pour le bois de feu a été pesée. Un entretien réalisé avec le propriétaire de l'arbre permet de connaître l'âge de l'arbre, la date du dernier émondage, le type de sol, la durée d'utilisation prévue du bois émondé, la taille de la famille. Les données recueillies ont permis de construire des tarifs de biomasse fraîche (ENGREF, 2005 b).

<sup>63</sup> Voir (Gautier et al., 2002 a) pour une discussion sur la nécessité de poursuivre l'attribution de primes

Tableau 1. Traitements en fonction des phases de la vie du peuplement arboré du parc. Futaie: Termes signifiant un système d'exploitation équivalent au taillis, avec une cépée non pas au raz du sol mais au sommet d'un tronc qui est conservé.

Phases de la vie du peuplement arboré d'un parc	Constitution par sélection de plants, de drageons ou de rejets, sur toute la surface	Education par élagages des branches basses et éclaircies sélectives	Exploitations périodiques par émondage	Renouvellement
Traitement	Futaie régulière	Futaie régulière	Taillis simple sur futaie ou Taillis fureté sur futaie	En totalité => futaie régulière Par bouquets => futaie régulière par bouquets Par pied => futaie irrégulière

Les tarifs établis sont les suivants :

- Biomasse émondable d'un faidherbia (y en kg) en fonction du diamètre à 1,30 m (x en cm) :  $y = 0,16x^2 + 3,19x$  ( $R^2 = 0,76$ ) ;
- Biomasse émondable d'un faidherbia (y en kg) en fonction de la surface de la projection verticale du houppier (x en m<sup>2</sup>), assimilée à une ellipse :  $y = 1,15x^2 + 5,08x$  ( $R^2 = 0,85$ ) ;
- Biomasse des branches d'un faidherbia (y en g) en fonction de leur circonférence à la base (x en cm) :  $y = 1,44.10^{-3} x^{2,75}$  ( $R^2 = 0,91$ ).

Ces tarifs sont des outils qui permettent d'estimer la quantité de bois disponible par émondage sur un arbre, en fonction de son diamètre, de la surface de son houppier ou du diamètre des branches émondées.

##### 5) Comment calculer la possibilité ?

La possibilité qui est recherchée ici est celle relative au bois émondable, les troncs n'étant pas exploités, sauf pour des arbres très âgés ou malades.

Le calcul d'une possibilité nécessite la connaissance de la productivité des arbres. La productivité du faidherbia a pu être évaluée en première approximation en divisant la masse de bois émondé des arbres échantillons par le temps écoulé depuis le dernier émondage lorsqu'il était connu (échantillon de 19 arbres d'un diamètre à 1,30 m variant de 31 à 81 cm). On obtient une productivité moyenne de 100kg/an avec des rotations de 7-10 ans, applicable non pas à un individu mais à un peuplement (ENGREF, 2005 b).

##### Une application à la gestion

Les tarifs de biomasse couplés à des inventaires peuvent être utilisés pour évaluer rapidement la quantité de bois disponible par unité de surface sur une exploitation agricole ou dans un village. En comparant la biomasse dont dispose une exploitation avec les besoins de la famille, il est possible de définir un

programme d'exploitation tenant compte d'une rotation nécessaire au renouvellement. Si la ressource est insuffisante, le paysan peut décider de sélectionner de nouveaux arbres pour tendre à terme vers un équilibre entre la production et la consommation de sa famille. Si sa production offre un surplus, il peut en mettre une partie à disposition d'autres consommateurs, selon des modalités à définir localement (vente directe, mise à disposition contre un droit d'exploitation ultérieur dans une autre exploitation, contribution à la production d'une forêt communautaire assise sur le parc arborée, etc.). La combinaison de plusieurs modèles d'évolution de peuplement, construits au niveau des exploitations agricoles, devrait permettre de simuler des scénarios de gestion (Wollenberg et al., 2000), au niveau du parc villageois, en vue de son aménagement dans le cadre d'une forêt communautaire.



Figure 6. Exemple d'un cas d'émondage du faidherbia



*Estimation de la biomasse émondable sur une unité de gestion du parc ancien*

L'estimation de la disponibilité de la biomasse émondable sur les faidherbias a été réalisée sur une parcelle d'une exploitation dans le parc ancien. Il s'agit d'une parcelle d'une surface de 2,25 hectares, sur lesquels 27 faidherbias ont été recensés, parmi un total de 70 arbres locaux ou exotiques comprenant des eucalyptus, des rôniers, des jujubiers et quelques neems. L'application du tarif de biomasse émondable en fonction du diamètre à 1,3 m donne une disponibilité émondable sur l'exploitation de l'ordre de 21 tonnes. En faisant l'hypothèse d'une rotation d'émondage de huit ans sur chaque arbre (la durée de rotation indiquée par les paysans sur les arbres qui sont régulièrement émondés est de sept à huit ans), la possibilité annuelle peut être estimée grossièrement à  $21/8 = 2,6$  tonnes. Le calcul de la possibilité peut se faire également à partir de la productivité annuelle par arbre estimée approximativement ci-dessus à partir des arbres échantillons et égale à 100kg/arbre/an. Cette méthode donne une valeur de 2,7 tonnes (27 arbres \* 100kg/an), soit un chiffre du même ordre de grandeur. Sur la base d'un besoin de consommation moyen estimé à 1,5 kg de bois frais par personne et par jour (compte tenu également des besoins en bois pour la préparation de la bière de mil<sup>64</sup>), cette quantité de bois disponible annuellement correspond à la consommation annuelle d'une famille de 5 personnes. Et cela pour la seule composante faidherbia du parc arboré d'une parcelle de l'exploitation. Ces chiffres montrent, malgré leurs imprécisions, qu'une production de bois durable est actuellement sous-valorisée au sein des parcs arborés, alors même que son utilisation serait particulièrement utile à l'amélioration du fonctionnement du système agraire (augmentation du temps disponible pour les femmes et diminution de la pénibilité de la récolte de bois, meilleur retour de la matière organique au sol en ne brûlant plus les résidus de cultures et les déjections animales).

*Conduite d'un jeune peuplement de faidherbias*

Une autre parcelle de la même exploitation, d'une surface de 1,5 ha, porte un peuplement de faidherbias sélectionnés parmi la régénération il y a huit ans. La densité est de 183 tiges/ha. Le diamètre moyen à 1,30 m est de 16 cm. La densité finale préconisée est de 60 tiges/ha. Ce peuplement doit donc être éclairci progressivement pour arriver à la densité préconisée d'ici dix ou quinze ans. Les produits d'éclaircie serviront à couvrir les besoins en bois de l'exploitation. La sélection d'un nombre important de tiges au départ permet donc d'assurer dans le jeune âge du peuplement une production relais en attendant le moment où les arbres pourront commencer à être émondés. Ceci nécessite, là encore, un changement d'attitude de l'administration forestière qui sanctionne pour le moment toute coupe d'arbre dans les champs paysans.

**Conclusion**

Les parcs agroforestiers qui marquent les paysages de l'Afrique sub-saharienne sont comme des forêts "fantômes", invisibles de ceux qui les administrent. La ressource arborée y est conséquente mais elle n'est pas abordée en tant que telle et aucun plan de gestion ou d'aménagement n'est conçu pour elle.

Soit les forestiers l'ont considérée comme intouchable, en interdisant toute coupe d'arbre, soit les agronomes du coton l'ont considérée comme un ennemi à abattre, soit plus récemment des projets ont encouragé la protection de la régénération d'arbres en donnant des primes pour les plants conservés par les paysans. Ainsi jamais un aménagement forestier n'a été mis en pratique ni même conçu pour ces parcs agroforestiers qui sont pourtant équivalents à des forêts claires.

Les résultats récents des études menées par la recherche, sans prétendre répondre à toutes les questions posées, montrent qu'une ressource non valorisée existe, et que des techniques raisonnées de gestion pourraient être mises en œuvre dans le cadre de l'aménagement des parcs arborés.

Pour arriver à mettre en œuvre ces aménagements nécessaires tout en tenant compte des besoins et des moyens des paysans au niveau individuel et communautaire, et en conjuguant ceux-ci aux enjeux environnementaux, il est nécessaire de réunir deux conditions : (i) sortir des opérations au coup par coup sans objectifs et sans plan de gestion sur le moyen et le long terme ; (ii) assurer une mise en cohérence des politiques sectorielles, notamment en adaptant la législation et son application locale.

Ceci exige un financement pour (i) appuyer la mise en place d'une démarche d'aménagement et sa prise en charge par les populations qui vont le gérer, et (ii) améliorer les compétences des agents de l'Administration forestière et des projets via des formations et des moyens pour qu'ils puissent assurer leurs nouvelles fonctions d'animation autour des aménagements forestiers. Le Fonds pour l'environnement mondial, à travers son programme n° 12 "Gestion intégrée des écosystèmes forestiers" (Fonds pour l'environnement mondial, 2000), pourrait être sollicité.

Un changement de compétence exige un processus dans lequel les intéressés sont parties prenantes. C'est un partenariat entre les acteurs qui doit s'engager.

**Remerciements**

Les auteurs remercient les personnes qui les ont aidés dans leur travail au Cameroun, et en particulier les populations de Gané, Sirlawé et Mafa-Kilda, les responsables de l'IRAD et du Projet ARDESAC

<sup>64</sup> Boisson liée à l'expression d'une part des rapports sociaux dans cette zone

## Bibliographie

- Arbonnier M. (2000) *Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest*, CIRAD - MNHN – UICN, Montpellier (France), 541 p.
- Bellefontaine R., Gaston A., Petrucci Y. (1997) *Aménagement des forêts naturelles des zones tropicales sèches*, Cahier FAO Conservation 32, FAO, Rome, 316 p.
- Bernard C. (1999) Structure, dynamique et fonctionnement des parcs agroforestiers traditionnels. Cas de Dolekaha – Nord Côte d'Ivoire et Holom – Nord-Cameroun, Thèse de Doctorat en Géographie de l'Université de Paris I, Tome I, 353 p.
- Bertrand A., Babin D., Nasi R. (1999) L'adaptation de l'aménagement forestier à des situations diverses, *Bois et Forêts des Tropiques*, 261 (3), pp. 39 - 48
- Boffa J.-M. (1999) *Agroforestry parklands in sub-Saharan Africa*, Cahier FAO Conservation 34, FAO, Rome, 230 p.
- Catinot R. (1997) *L'aménagement durable des forêts denses tropicales humides*, ATIBT, Editions SCYTALE, Paris, 100 p.
- Centre Technique Forestier Tropical (1988) *Faidherbia albida* (Del.) A. Chev. (Synonyme ACACIA ALBIDA Del.), Monographie, CTFT Nogent-sur-Marne, 72 p.
- Chery J. P., Smehtala G. (2004) Construire un modèle chorématique pour développer un modèle de simulation. Gestion des ressources ligneuses en zone soudano-sahélienne. *Cahiers d'agriculture* ; 13 : 528-38
- Cuny P., Gautier D., Lescuyer G. (2006) La loi des forêts et la loi des savanes : quelle application de la forêt communautaire au sud et au nord du Cameroun. In Bertrand A., Karsenty A., Montagne P. (Eds.) *L'Etat et la gestion locale durable des forêts en Afrique francophone et à Madagascar*, L'Harmattan, Paris
- Depommier D. et Guerin H. (1996) Emondage traditionnel de *Faidherbia albida*. Production fourragère, valeur nutritive et récolte de bois à Dossi et Watinoma (Burkina Faso). in : *Les Parcs à Faidherbia" (Acacia albida Parklands)*, Cahiers scientifiques du Cirad-Forêt n° 12, pp 55-84.
- Descamps H. (2005) Journées techniques de l'aménagement forestier : "Approches participatives de la gestion forestière". Compte rendu de colloque (Paris, 29-30 avril 2004), *Nature Sciences Sociétés* 13, pp. 84-86
- Dubourdieu J. (1997) *Manuel d'aménagement forestier. Gestion durable et intégrée des écosystèmes forestiers*, Office National des Forêts, Lavoisier, Paris, 244 p.
- ENGREF (2003 a) *Pratiques de gestion du Faidherbia albida. Cas du village de Gané en pays Tupuri, Province de l'Extrême-Nord du Cameroun*, Rapport de voyage d'étude, ENGREF-IRAD-CIRAD, Montpellier, 49 p.
- ENGREF (2003 b) *Des arbres d'Etat dans des champs paysans. Évaluation de l'opération Faidherbia albida dans le terroir de Sirlawe, pays tupuri, Cameroun*, Rapport de voyage d'étude, ENGREF-IRAD-CIRAD, Montpellier, 74 p.
- ENGREF (2004) *Construction de tarifs de biomasse du bois émondable de Faidherbia albida. Village de Gané en pays Tupuri, Province de l'Extrême-Nord du Cameroun*, Rapport de voyage d'étude, ENGREF-IRAD-CIRAD, Montpellier, 42 p.
- ENGREF (2005 a) *Évaluation du stock de carbone et de la productivité en bois d'un parc arboré à karité en zone soudanienne du Nord-Cameroun*, Rapport de voyage d'étude, ENGREF-IRAD-CIRAD, Montpellier, 39 p.
- ENGREF (2005 b), *Des outils pour une gestion des parcs arborés à Faidherbia albida, Village de Gané en pays Tupuri, Province de l'Extrême-Nord du Cameroun*, Rapport de voyage d'étude, ENGREF-IRAD-CIRAD, Montpellier
- Fonds pour l'environnement mondial (2000) Programme d'opération n° 12 Gestion intégrée des écosystèmes, 9 p. ([http://www.gefweb.org/Operational\\_Policies/operational\\_programs/operational\\_programs.html](http://www.gefweb.org/Operational_Policies/operational_programs/operational_programs.html))
- Gautier D., Mana J., Rocquencourt A., Tapsou, Njiti C. F. (2002 a) Faut-il poursuivre l'opération Faidherbia du DPGT au Nord-Cameroun ? Editeurs scientifiques : Jamin J.Y., Seiny Boukar L., Colloque "Savanes Africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis." 27-31 mai 2002. PRASAC, Garoua, Cameroun. in C.D.Rom
- Gautier D., Smehtala G., Njiemoun A. (2002 b) Règles d'accès à la ressource ligneuse pour les populations rurales du Nord-Cameroun. Perspectives de la nouvelle loi forestière de 1994. – Editeurs scientifiques : Jamin J.Y., Seiny Boukar L., Colloque "Savanes Africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis." 27-31 mai 2002. PRASAC, Garoua, Cameroun. in C.D.Rom
- Guillard J. (1999) Contribution à l'histoire de l'aménagement dans les pays tropicaux. *Revue Forestière Française*, numéro spécial : "L'aménagement forestier : hier, aujourd'hui, demain". ENGREF, Nancy, pp. 322-332
- Hairiah K., Sitompul S.M., van Noordwijk M., Palm C.A. (2001) *Methods for sampling carbon stocks above and below ground*, International Centre for Research in Agroforestry, Bogor, 23 p.
- Harmand J.-M., Njiti C.-F., Brugiére D., Jacotot N., Peltier R. (1996) Plantations de *Faidherbia albida* au Nord-Cameroun. in : *Les Parcs à Faidherbia" (Acacia albida Parklands)*, Cahiers scientifiques du Cirad-Forêt n° 12, pp.269-282.
- Huxley P. (1999) *Tropical Agroforestry*, Blackwell Science, Oxford, 371 p.
- Liagre J. (1997) *La forêt et le droit. Droit forestier et droit général applicables à tous bois et forêts*. Editions de La Baule, La Baule, France, 746 p.
- Libert C., Eyog-Matig O. (1996) *Faidherbia albida* et production cotonnière. in : *Les Parcs à Faidherbia" (Acacia albida Parklands)*, Cahiers scientifiques du Cirad-Forêt n° 12, pp.103-122.
- Mazoyer M., Roudart L. (1997) Pourquoi une théorie des systèmes agraires ? in *Cahiers Agricultures* 1997 ; 6 : 591-596.
- Mermet L. (1991) Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement ? Gérer et comprendre - *Annales des Mines*, mars 1991 : 68-81.
- MINEF (1998) *Manuel des procédures d'attribution et des normes de gestion des forêts communautaires*. Editions CLE, Limbe, Cameroun. 101 p
- Montagne P. (1996) Protection de la régénération naturelle de *Faidherbia albida*. Evaluation à posteriori du projet Gao Dosso au Niger. in: *Les Parcs à Faidherbia" (Acacia albida Parklands)*, Cahiers scientifiques du Cirad-Forêt n° 12, pp.283-296.
- Pardé J. (1999) Des temps gallo-romains aux temps contemporains : premiers pas et progrès des aménagements. *Revue Forestière Française*, numéro spécial : "L'aménagement forestier : hier, aujourd'hui, demain". ENGREF, Nancy, pp. 23-44
- Peltier R., Eyog-Matig O. (1988) "Les essais d'agroforesterie au Nord-Cameroun" (Agroforestry trials in North Cameroon), in *Bois et Forêts des Tropiques*, n° 217, 3ème trimestre 1988, pp 3-31.
- Peltier R. (1994) Du reboisement imposé à la prise en compte des savoirs traditionnels (From mandatory reforestation to the adoption of traditional techniques. Improvement of degraded land in North Cameroon), *Nature Sciences Sociétés*, 1 vol 2, 1994, Dunod, Paris, France, pp. 67- 79
- Poschen P. (1986) An evaluation of the *Acacia albida* based agroforestry practices in the Haraghe highlands of Eastern Ethiopia. *Agroforestry Systems*, vol. 4 n° 2, pp. 129-143
- Raison J.-P. (1988) *Les parcs en Afrique: état des connaissances, perspectives de recherches*. Document de travail. Paris, Centres d'Etudes Africaines, EHESS. 117 p.
- Rocquencourt A. (2000) *Evaluation de l'opération Faidherbia, un projet de régénération naturelle assistée du Faidherbia albida proposé dans la zone cotonnière camerounaise*. Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur Forestier de l'ENGREF, ENGREF, Montpellier, 139 p.
- Seignobos C. (1996) *Faidherbia albida* élément décrypteur d'agrosystèmes. L'exemple du Nord-Cameroun. in : *Les Parcs à Faidherbia" (Acacia albida Parklands)*, Cahiers scientifiques du Cirad-Forêt n° 12, pp 153-172.
- Seignobos C., Toumeux H. (2002) Le Nord-Cameroun à travers ses mots. Dictionnaires de termes anciens et modernes, IRD – Karthala, Paris, 334 p.
- Sibelet N. (1995) L'innovation en milieu paysan ou la capacité des acteurs locaux à innover en présence d'intervenants extérieurs. Nouvelles pratiques de fertilisation et mise en bocage dans le Niumakélé (Anjouan Comores). INA-PG, Paris, 400 p.
- Smehtala G., Hautdidier B., Gautier D., Peltier R., Njiemoun A., Tapsou (2002) Construction de tarifs de biomasse pour l'évaluation de la disponibilité ligneuse en zone de savanes du Nord-Cameroun. – Editeurs scientifiques : Jamin J.Y., Seiny Boukar L., Colloque "Savanes Africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis." 27-31 mai 2002. PRASAC, Garoua, Cameroun. in C.D.Rom
- Teklehaimanot Z. (2004) Exploiting the potential of indigenous agroforestry trees: *Parkia biglobosa* and *Vitellaria paradoxa* in sub-Saharan Africa, In *New*

*Vistas in Agroforestry*, Edited by P.K.R. Nair, M.R. Rao and L.E. Buck, Kluwer Academic Publishers, 480 p.

- Valeix J. (1999) Quelle démarche d'aménagement retenir en forêt tropicale humide ? *Revue Forestière Française*, numéro spécial : "L'aménagement forestier : hier, aujourd'hui, demain". ENGREF, Nancy, pp. 333-346
- Walters B. B., Sagobal C., Snook L. K., de Almeida E. (2005) Constraints and opportunities for better silvicultural practice in tropical forestry : an interdisciplinary approach, *Forest Ecology and Management*, 209, pp. 3-18
- Wollenberg L., Edmunds D., Buck L. (2000) *Anticipating Change: Scenarios as a Tool for Adaptive Forest Management - A Guide*, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonésie, 38p.

## FORÊT IDENTITAIRE, FORÊT PARTAGÉE : Trajectoire d'une recherche participative chez les Anicinapek de Kitcisakik (Québec, Canada)

Marie Saint-Arnaud<sup>1</sup>, Lucie Sauvé<sup>2</sup> et Daniel Kneeshaw<sup>3</sup>, <sup>1</sup> Programme de Doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal; courriel : [st-arnaud.marie@uqam.ca](mailto:st-arnaud.marie@uqam.ca) ; <sup>2</sup> Chaire de recherche du Canada en éducation relative à l'environnement, Département d'éducation et pédagogie, Université du Québec à Montréal; courriel : [sauve.lucie@uqam.ca](mailto:sauve.lucie@uqam.ca); <sup>3</sup> Chaire industrielle CRSNG/UQAT/UQAM en aménagement forestier durable, Département des sciences biologiques, Université du Québec à Montréal; courriel : [kneeshaw.daniel@uqam.ca](mailto:kneeshaw.daniel@uqam.ca)

**Résumé :** L'élaboration de stratégies d'aménagement forestier adaptées aux cultures autochtones figure parmi les défis de la foresterie moderne au Canada. Les Anicinapek de Kitcisakik (Québec, Canada) ont choisi de s'engager dans un processus de recherche, en collaboration avec une équipe universitaire interdisciplinaire et un regroupement de partenaires industriels. Cette initiative a permis d'entreprendre un dialogue interculturel dans le but de mieux définir les fondements d'une foresterie dite « autochtone » qui s'appuie sur une démarche d'élaboration de critères et d'indicateurs locaux pour l'évaluation et l'amélioration de scénarios d'aménagement forestier. Cet article présente les grandes étapes de cette recherche participative ainsi que les principaux défis éducatifs, méthodologiques et stratégiques qui ont émergé en cours de route.

**Mots-clés :** Algonquins (Anicinapek), critères et indicateurs, recherche participative, enjeux éducatifs, foresterie autochtone, recherche collaborative.

**Abstract :** Developing forest management strategies adapted to Aboriginal cultures figures among the challenges of modern forestry in Canada. The Anicinapek of Kitcisakik (Quebec, Canada) have chosen to engage in a process of research, in collaboration with an interdisciplinary university team and a regrouping of industrial partners. This initiative made it possible to undertake an intercultural dialogue with the goal of better defining the basis of an "Aboriginal forestry" based on a process of identification of local criteria and indicators for assessing and improving forest management scenarios. The path taken for this collaborative research is presented as well as the main educational, methodological and strategic challenges which arose in the process.

**Key words:** Aboriginal forestry, Algonquins (Anicinapek), collaborative research, criteria and indicators, educational challenges, participation research.

La richesse et la diversité des expériences de foresterie communautaire qui se déploient à travers le monde ont été présentées de manière éloquente au Congrès forestier mondial tenu à Québec en 2003 (Gouvernement du Canada, 2003). En marge de cet événement, 254 délégués autochtones en provenance de tous les continents réaffirmaient leur volonté de participer à l'aménagement des forêts de la planète en adoptant le *Plan d'action de Wendake* (Forum des peuples autochtones, 2003). Au Canada, où 94% de la forêt est du domaine public (Coalition pour la stratégie nationale des forêts (CSNF), n.d.), l'accès au patrimoine forestier demeure un enjeu majeur. Les peuples autochtones du Canada, dont 80% vivent encore aujourd'hui en relation étroite avec la forêt, sont en voie de se tailler une nouvelle place sur l'échiquier forestier. Bien que leurs différents parcours aient souvent été marqués par l'exclusion, l'assimilation ou la confrontation, plusieurs exemples de collaboration et de partenariat ont vu le jour au cours des dernières années.

De leur côté, les Anicinapek<sup>65</sup> de Kitcisakik<sup>66</sup> (Grand-Lac-Victoria, Québec) ont choisi de s'engager dans un projet de recherche collaborative en partenariat avec une équipe de recherche interuniversitaire et un regroupement de huit compagnies forestières. Le projet vise à identifier les fondements et les stratégies d'une foresterie qui réponde aux aspirations des gens de Kitcisakik. Il s'agit de contribuer à enrichir l'éventail des manifestations de l'émergence d'une nouvelle foresterie qui prend de l'essor au Canada et que l'on qualifie de « foresterie autochtone ».

Dans cet article, nous exposons les principales étapes de cette recherche entreprise à Kitcisakik il y a cinq ans et qui continue

<sup>65</sup> Les Algonquins se désignent dans leur langue par le terme *Anicinapek*, au pluriel, et *Anicinabe*, au singulier.

<sup>66</sup> *Kitcisakik*, est le terme algonquin qui signifie « à la grande embouchure » pour désigner le Grand lac Victoria, un élargissement de la rivière des Outaouais, sur les rives duquel se trouve le site de rassemblement estival de la communauté (Leroux *et al.*, 2004).

d'évoluer dans un contexte forestier en plein changement. Nous explicitons l'articulation des quatre volets du projet en insistant sur son caractère interdisciplinaire, participatif et éducatif. Nous présentons quelques résultats préliminaires du processus amorcé pour l'élaboration d'un ensemble de critères et d'indicateurs d'une foresterie adaptée au contexte socio-environnemental de Kiteisakik. Enfin, nous discutons de certains défis éducatifs, méthodologiques et stratégiques que pose ce type de recherche.

### Vers un changement de paradigme en foresterie

Les forces du marché et les pressions populaires sont en voie d'imposer des changements à la culture forestière tant au niveau national qu'international. Au Canada, les peuples autochtones sont entrés de plein pied dans la modification des règles du jeu. La récolte de matière ligneuse sur des terres souvent occupées ou revendiquées par les Premières Nations a obligé les tribunaux à se prononcer sur la nature des droits ancestraux. L'augmentation de la demande pour des produits forestiers certifiés (Forest Stewardship Council, 2005) figure également parmi les forces de changement. Au Québec, les modifications apportées en 2001 à la Loi sur les forêts (L.R.Q., c. F-4.1), les recommandations de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004), les récents jugements de la Cour Suprême du Canada (les arrêts *Delgamuukw* (1997), *Taku River* (2004) et *Haïda Nation* (2004)) et de la Cour supérieure du Québec (*La Première Nation de Betsiamites c. Procureur général du Canada et al.*, 2005) réaffirment la nécessité de tenir compte des préoccupations des Premières Nations en matière d'aménagement forestier. Il en va de même pour le Conseil canadien des ministres des forêts (2003) qui a reconduit six critères d'aménagement forestier durable, en précisant plusieurs sous-éléments relatifs à la participation des Premières Nations lors de la planification des opérations forestières.

Au cours des quinze dernières années, le développement de la « foresterie autochtone » a pris de multiples formes (Programme forestier des Premières Nations, 2002, 2004 ; Parsons et Prest, 2003). De nombreuses expériences de partenariats avec l'industrie forestière, d'innovations basées sur des modèles participatifs et d'initiatives en matière de gestion intégrée des ressources ont été tentées. Citons entre autres les travaux de recherche réalisés à la Forêt modèle crie de Waswanipi et l'Entente de la *Paix des braves* chez les Cris de la Baie James (2002) ; l'Entente trilatérale du Lac Barrière chez les Algonquins de Lac-Rapide ; la Table d'harmonisation chez les Atikamekw de Wemotaci ; le programme des *Gardiens de la forêt* chez les Innus du Labrador ; l'approche des critères et indicateurs développée chez les Cris de Little Red River en Alberta ; l'implication des Nations Nuuchah-nulth dans Iisaak Forest Resources en Colombie-Britannique.

Toutefois, dans la plupart des cas, les conditions socio-économiques et politiques qui prévalent en milieu autochtone ne suffisent pas à faciliter le développement d'une foresterie mieux adaptée aux besoins des Premières Nations (Stevenson et Webb,

2003). La modification des règles du jeu en matière de foresterie fait appel à l'émergence d'une nouvelle culture de participation, tant au sein de l'industrie et du gouvernement que des communautés en tant que telles.

### Le cas des Anicinapek de Kiteisakik

La communauté des Anicinapek de Kiteisakik en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada) a traversé le XX<sup>e</sup> siècle en maintenant un mode de vie semi-sédentaire, fortement associé à l'environnement forestier. Les 400 membres de cette communauté algonquine, qui figure parmi les plus pauvres au Canada, occupent une partie de leur territoire ancestral principalement localisé dans les limites actuelles de la Réserve faunique La Vérendrye, à une centaine de kilomètres au sud de Val d'Or (Figure 1).

Ce vaste territoire de forêt mélangée couvre 6 000 km<sup>2</sup>. Il est situé dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc, aux confins de la forêt boréale méridionale. À partir du début du XX<sup>e</sup> siècle, les changements associés à la colonisation ont eu des répercussions importantes sur le mode de fréquentation du territoire et l'organisation sociale de la communauté de Kiteisakik (Leroux et al., 2004). En outre, l'intensification de la foresterie industrielle a provoqué un sentiment d'usurpation contribuant à l'émergence de frustrations et de conflits.

Les images satellitaires du territoire de Kiteisakik (Figure 2) montrent que, depuis 1970, plus de 50% des superficies productives ont été récoltées sur les terrains de chasse familiaux. Aujourd'hui, une dizaine d'entreprises forestières y détiennent des contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestier (CAAFs) à long terme (25 ans, renouvelables) et y récoltent annuellement plus de 400 000 m<sup>3</sup> de bois, soit l'équivalent du chargement d'au moins 10 000 camions de transport. Alors que les pourparlers concernant la construction d'un village permanent et la reconnaissance de l'assise territoriale sont à l'ordre du jour, la communauté se trouve à un point tournant de son histoire. Dans ce contexte, le Conseil des Anicinapek de Kiteisakik a sollicité la collaboration de notre équipe de recherche pour amorcer une réflexion portant sur les enjeux forestiers qui touchent la communauté et pour envisager des solutions pour l'avenir.



Figure 1. Localisation du territoire occupé par les Anicinapek de Kitcisakik (Québec, Canada).

### Objectifs d'une recherche participative en milieu autochtone - Accompagner une démarche communautaire

Dès l'amorce des travaux, certaines questions sont apparues prioritaires pour la communauté. Dans le contexte du cheminement identitaire actuel des gens de Kitcisakik, comment raviver cette relation privilégiée que les Anicinapek ont historiquement entretenue avec la forêt? Est-il possible de définir un nouvel espace partagé entre l'industrie forestière et la population? Quels seraient les fondements et les pratiques d'une foresterie « autochtone » à Kitcisakik? Quels principaux éléments d'une stratégie d'aménagement s'inscriraient dans cette nouvelle relation à la forêt et à la foresterie qui prend forme chez les Premières Nations? Ce questionnement nous a amenés à préciser collectivement des objectifs de recherche scientifique et des objectifs de développement communautaire. Ici, la construction du savoir est en effet indissociable d'une démarche d'appropriation de la problématique et de quête de solutions de la part des membres de la population concernée. Une telle démarche est éducative en ce qu'elle appuie un cheminement émancipatoire et le développement de compétences locales. Dans les pages qui suivent, nous présentons les quatre volets interdisciplinaires de la recherche (Figure 3), chacun comportant ses objectifs, son cadre théorique et sa méthodologie (Tableau 1). La dynamique interactive qui s'est instaurée au cours du déroulement du projet lui confère une dimension réflexive et adaptative qui contribue déjà au processus de changement social et de transformation des acteurs.

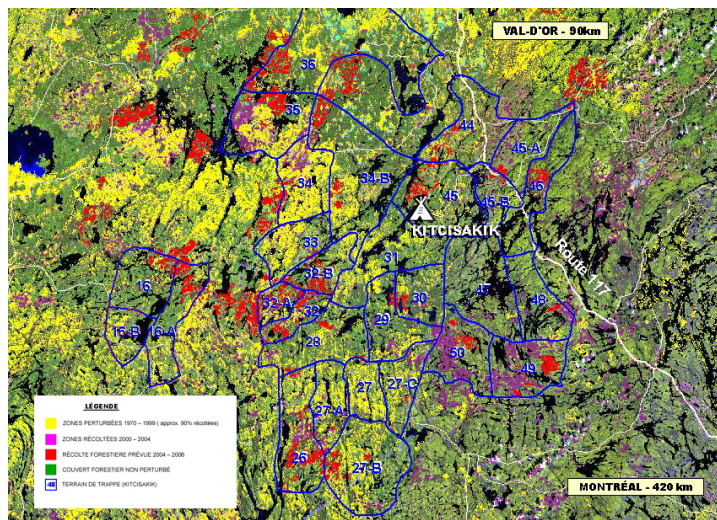


Figure 2. Zones perturbées par la récolte forestière depuis 1970 et plans de récolte pour la période 2004-2006 sur le territoire ancestral de Kitcisakik.

### Volet I - La relation des Anicinapek à la forêt et à la foresterie

Le premier volet de la recherche vise à caractériser la dimension phénoménologique (Marton, 1994) de la problématique forestière, telle que vécue, perçue et conçue par la communauté. En particulier, nous avons tenté de mettre au jour les éléments dominants du système de représentations de la forêt et de la foresterie chez les gens de Kitcisakik. Dans un contexte où l'exploitation forestière est omniprésente et se trouve historiquement associée à la colonisation, il était essentiel d'amorcer un dialogue communautaire permettant aux gens de s'exprimer sur les fondements de leur rapport à la forêt et de favoriser une réflexion sur leur avenir. L'implication des représentants de l'industrie forestière dans le projet de recherche offrait également un contexte d'échange et d'apprentissage réciproques. L'enquête du Volet I nous est apparue comme un préalable nécessaire à l'amorce des discussions portant sur les diverses options d'aménagement (Volet II). Nous inspirant de l'approche ethnographique, nous avons adopté une démarche méthodologique adaptative. Le choix et la mise au point des stratégies de cueillette de données (Tableau 3) ont constitué l'un des principaux défis des premières étapes du projet.

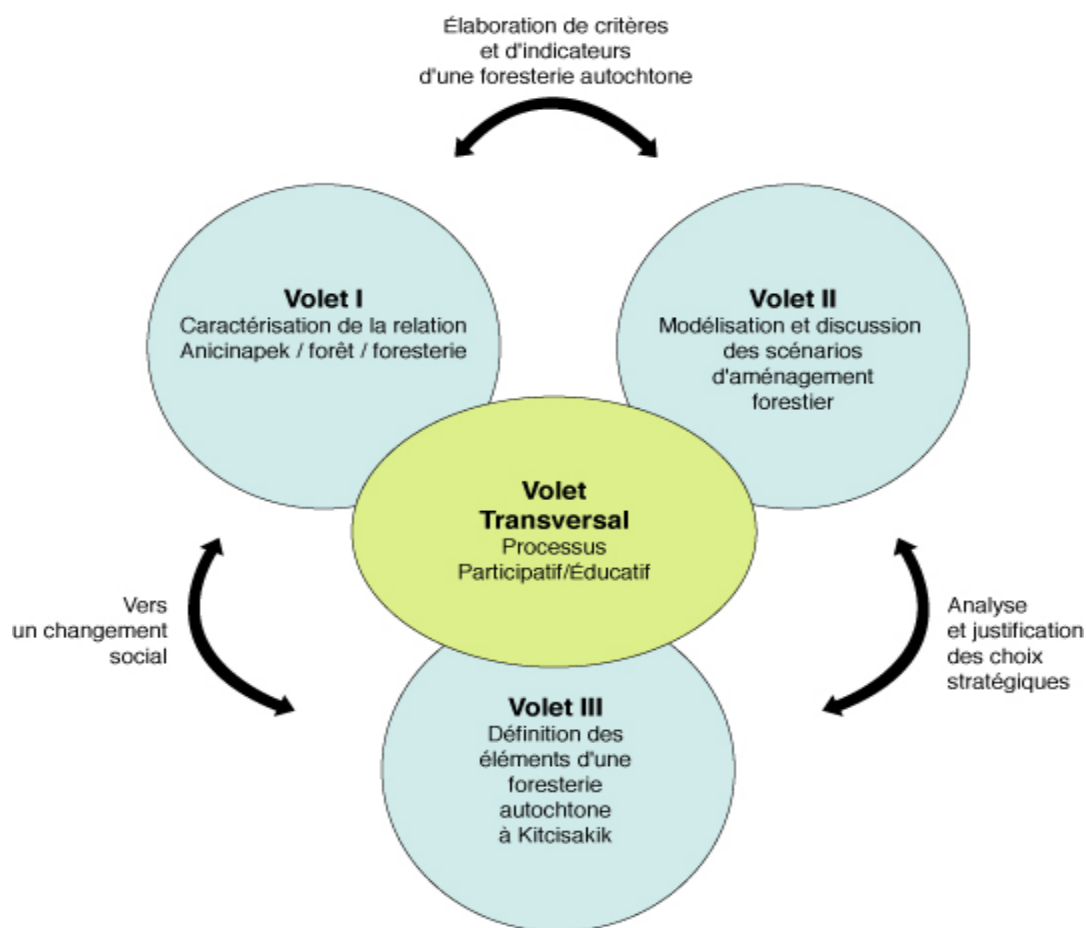


Figure 3. Les quatre volets de la démarche de recherche participative, éducative et adaptative réalisée en collaboration avec les Anicinapek de Kitcisakik.

Les deux premiers groupes de questions abordées au cours des entretiens semi-dirigés concernent les aspects cognitifs, affectifs et comportementaux des représentations : « Qu'est-ce que la forêt pour un Anicinabe? Quelles sont vos préoccupations au regard de la forêt et de la foresterie? » D'autres questions ont une portée plus pratiques : elles concernent l'aménagement du territoire, notamment les éléments du paysage à protéger, les éléments d'une foresterie autochtone et les projets d'avenir des participants. Une stratégie d'analyse de contenu (Bardin, 1998; Kaufman, 2003) permettra d'élaborer une « cartographie » du système de représentations de la forêt et de la foresterie chez les gens de Kitcisakik.

Le cadre théorique des représentations sociales (Moscovici, 2003; Jodelet, 2003) nous a semblé particulièrement pertinent pour mieux comprendre les fondements du rapport à la forêt des Anicinapek de Kitcisakik et clarifier les différentes facettes de la

problématique forestière telle que vécue par la communauté. En abordant les systèmes d'interprétation des rapports des humains entre eux et avec leur environnement, l'étude des représentations sociales permet de comprendre la relation Anicinapek/forêt/foresterie dans une perspective culturelle, systémique et holistique. Rappelons qu'une représentation, « tient à la fois du savoir, de la croyance et de l'attitude. Elle résume une certaine expérience du monde qui ne se dissocie pas de son interprétation; elle exprime un système de valeurs » (Rouquette et Rateau, 1998, p. 168). L'étude des représentations est complémentaire à la cartographie de l'occupation du territoire et à l'inventaire des connaissances écologiques traditionnelles qui sont habituellement entrepris pour la préservation du patrimoine culturel des communautés autochtones (Lévesque *et al.*, 2004; Stevenson, 2005). De telles collectes de données sont en cours à Kitcisakik, à travers d'autres projets initiés par la communauté.

Tableau 1. Objectifs, cadres théoriques et méthodologies associés aux quatre volets de la recherche.

<b>VOLETS</b>	<b>Objectifs scientifiques</b>	<b>Objectifs communautaires</b>	<b>Cadres théoriques</b>	<b>Méthodologies</b>
<b>VOLET I</b> <b>Caractérisation de la relation Anicinapek/Forêt/Foresterie à Kitchisakik</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Caractériser les éléments dominants du système de représentations qui définit la relation des Anicinapek de Kitchisakik à l'égard de la forêt et de la foresterie.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Favoriser chez les participants Anicinapek la clarification de leur propre rapport à la forêt et l'expression de leurs objectifs de développement communautaire; susciter un dialogue entre les partenaires communautaires, scientifiques et industriels.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Champ théorique des représentations sociales : plus spécifiquement, le courant ethnographique (Jodelet, 2003)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Multi-stratégies :                             <ul style="list-style-type: none"> <li>Observation participante</li> <li>Entretiens semi-dirigés</li> <li>Stratégies adaptatives (Voir Tableau 2.)</li> </ul> </li> </ul>
<b>VOLET II</b> <b>Modélisation et discussion des scénarios d'aménagement forestier</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Identifier des critères et des indicateurs locaux de nature à favoriser le développement de scénarios forestiers adaptés à la communauté;</li> <li>Développer et valider des options d'aménagement forestier qui tiennent compte des critères identifiés par la communauté.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Favoriser une meilleure connaissance des stratégies forestières utilisées par l'industrie;</li> <li>Développer une vision critique et constructive pour adapter les scénarios forestiers.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Rendement soutenu (Loi sur les forêts, L.R.Q., c. F-4.1);</li> <li>Aménagement écosystémique (Bergeron et al., 1999);</li> <li>Cadre de référence des critères et indicateurs d'aménagement forestier durable (CCMF, 2003).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Schématisation de scénarios forestiers simplifiés pour fins d'examen critique;</li> <li>Modélisation numérique de différents scénarios forestiers intégrant les résultats de la validation des premiers schémas;</li> <li>Groupes de discussion.</li> </ul>
<b>VOLET III</b> <b>Proposition d'éléments théoriques et pratiques d'une foresterie autochtone à Kitchisakik</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Identifier les fondements et les objectifs d'une foresterie autochtone adaptée au contexte socio-environnemental de Kitchisakik s'appuyant sur des stratégies participatives et des scénarios d'aménagement validés.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Soutenir l'affirmation identitaire dans la définition d'éléments d'une foresterie autochtone adaptée à Kitchisakik;</li> <li>Contribuer aux projets de développement communautaire.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Cadre théorique émergeant de la synthèse des travaux des Volets I, II et Transversal</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Groupes de discussion au sein de la communauté;</li> <li>Groupes de discussion entre les partenaires communautaires, scientifiques et industriels;</li> <li>Entretiens semi-dirigés.</li> </ul>
<b>VOLET TRANSVERSAL</b> <b>Processus participatif/éducatif</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vérifier le potentiel éducatif d'une approche de recherche participative dans un contexte autochtone.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Renforcer les compétences locales en foresterie;</li> <li>Stimuler la dynamique participative à Kitchisakik et favoriser l'implication de la population dans les différentes consultations communautaires.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Éducation relative à l'environnement (Sauvé, 1997);</li> <li>Théorie critique (Robottom et Hart, 1993);</li> <li>L'agir communicationnel (Habermas, 1987).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Approches phénoménologique, ethnologique et réflexive;</li> <li>Stratégies adaptatives.</li> </ul>



## Volet II - Les scénarios d'aménagement

Les résultats du Volet I permettront de définir des critères et des indicateurs<sup>67</sup> locaux pour une « foresterie autochtone » (un exemple est présenté au Tableau 2). Cette démarche facilitera l'évaluation de scénarios d'aménagement par la communauté et le développement d'alternatives adaptées au contexte autochtone. Le Volet II a pour but d'identifier les éléments du scénario qui serait le mieux adapté aux préoccupations et aux aspirations des gens de Kitcisakik. Est-ce que la communauté pourrait se rallier à l'une des options proposées? Y aurait-il des différences intergénérationnelles dans le choix des scénarios préférés? Des scénarios intermédiaires seraient-ils envisageables? Quels compromis seraient nécessaires pour retenir un scénario qui rallie le plus grand nombre de membres de la communauté?

Trois options seront modélisées et présentées à la population : 1) Le scénario « classique » demeure l'utilisation généralisée de la coupe totale avec protection de la régénération et des sols (CPRS) sur de grandes superficies concomitantes, comprenant des séparateurs de faible dimension entre les coupes. Ce scénario de coupes agrégées constituait, jusqu'à récemment, la principale approche d'aménagement forestier utilisée au Québec ; 2) Depuis 2005, l'approche de « coupe mosaïque » qui prévoit une plus grande dispersion des parterres de coupe à l'échelle du paysage doit s'appliquer à 60% des chantiers au Québec. La CPRS demeure toutefois le traitement sylvicole privilégié pour ce scénario; 3) Le scénario « d'aménagement écosystémique » suggère de s'appuyer sur les connaissances de la dynamique des perturbations naturelles (incendies de forêt, épidémies d'insectes défoliateurs, chablis, etc.) pour déterminer les différents types de traitements (coupes totales, coupes partielles, coupes sélectives) et maximiser la protection de la biodiversité (Bergeron *et al.*, 1999; Haeussler et Kneeshaw, 2003). Ainsi, la structure et la composition naturelles des forêts inspirent une approche dite « en trois cohortes » qui tient compte de l'importance relative des trois principaux stades de développement de la forêt naturelle après une perturbation, soit le stade de régénération, le stade mature et le stade suranné.

Il ne fait aucun doute que les enjeux d'aménagement forestier qui concernent les gens de Kitcisakik dépassent des considérations strictement sylvicoles. Toutefois, parmi nos hypothèses de recherche, la première s'appuie sur le fait que la plupart des communautés autochtones se sont adaptées, au fil des siècles, à un environnement modulé par les perturbations naturelles et ont développé des pratiques écologiques et un mode d'organisation sociale qui assuraient leur survie. En conséquence, si le modèle « écosystémique » semble intéressant d'un point de vue

<sup>67</sup> Selon le CCMF (2003), « Les critères représentent les valeurs forestières que la population canadienne veut rehausser ou maintenir, tandis que les indicateurs définissent les facteurs scientifiques utilisés pour évaluer l'état des forêts et mesurer les progrès au fil du temps. » (p.1)

environnemental, il pourrait aussi vraisemblablement convenir aux valeurs, au mode de vie et aux aspirations des communautés autochtones, en privilégiant un mode de gestion communautaire, à l'échelle du paysage. Par contre, les travaux de Leroux *et al.* (2004) ont confirmé que l'attachement au terrain familial de chasse est fortement ancré chez les gens de Kitcisakik. La phase exploratoire de la recherche a donc permis de formuler l'hypothèse inverse selon laquelle les membres de la communauté préféreraient un scénario de coupe en mosaïque qui prévoit une dispersion des coupes sur l'ensemble du territoire, plutôt qu'une éventuelle concentration sur certains terrains familiaux. Il s'agit notamment du choix qu'ont fait les Cris de la Baie James dans l'Entente de la *Paix des Braves* (Gouvernement du Québec, 2002). La démarche du Volet II de la recherche permettra d'établir et de justifier les préférences des gens de la communauté. Les scénarios émergents pourront être des variations ou des amalgames des différentes options proposées.

## Volet III - Éléments théoriques et pratiques d'une foresterie autochtone

Le Volet III permettra de réaliser la synthèse de l'ensemble des résultats des Volets I et II de la recherche et du Volet Transversal pour identifier les fondements et les objectifs d'une foresterie autochtone adaptée au contexte socio-environnemental de Kitcisakik. La proposition théorique émergeant de cette recherche s'appuiera sur des éléments du système de représentations qui caractérise la relation à la forêt et à la foresterie des gens de Kitcisakik. Elle permettra la définition de scénarios d'aménagement forestier co-construits et validés par la communauté. Elle s'appuiera également sur des éléments d'une stratégie participative, éducative et adaptative en matière d'aménagement forestier.

### *Volet Transversal - Une approche participative et éducative*

La particularité de cette recherche tient principalement à ce Volet Transversal, de nature participative et éducative, qui s'appuie sur un cadre de référence en éducation relative à l'environnement (Sauvé *et al.*, 2006). Depuis maintenant plusieurs années, on reconnaît la pertinence de développer des projets à caractère participatif en collaboration avec les communautés autochtones, ou en milieux ruraux dans les pays de l'hémisphère Sud (Leboterf, 1981 ; Lammerink et Wolffers, 1998 ; Gouvernement du Canada, 2003). Le volet participatif et éducatif du projet comporte un objectif scientifique qui vise à préciser les fondements et méthodes des stratégies de recherche collaborative en milieu autochtone. Les objectifs communautaires sont axés sur le renforcement de la dynamique participative et le développement des compétences locales en foresterie.

Tableau 2. Exemples de critères et d’indicateurs locaux de foresterie autochtone associés aux représentations de la forêt et de la foresterie chez les Anicinapek de Kitchisakik.<sup>1</sup>

Préoccupations relatives à la forêt	Exemples d’extraits d’entrevue	Critères locaux de foresterie autochtone	Indicateurs biophysiques
	« Peut-être qu’on les verra plus, nos arbres, comme avant. C’était des arbres qu’on avait. Là, ça va être du <i>wasadi</i> (du tremble). Des arbres comme cela qui poussent... C’est pas des arbres robustes, il n’y en n’a plus».	Maintien de la composition forestière naturelle	Proportion du territoire dominée par chaque espèce arborescente
	«Au lac Joncas, la forêt était plus dense. Moi je trouvais ça beau. C’était pas pareil. Il y avait des gros arbres. Aujourd’hui c’est pas beau. Je demandais à mon père : où est notre place, là où on restait avant?».	Protection des forêts matures	Diamètre des arbres Biomasse forestière
	« Les chemins sont ouverts. Tout le monde a accès à tous nos terrains de trappe».	Contrôle de l’accès au territoire	Étendue du réseau routier (en km par km <sup>2</sup> ) sur les terrains de chasse familiaux
	« Quand tu t’en vas dans les plantations, c’est rare que tu vas voir la martre, les animaux qu’on trappe. Ils ne passent pas. Ils ne vivent pas dans ces places-là ».	Protection des habitats fauniques (des espèces chassées ou trappées)	Proportion relative des habitats fauniques intacts sur le territoire Indices de qualité d’habitats
	« Parce qu’aujourd’hui les compagnies forestières font de la plantation mais ils replantent seulement du cyprès (pin gris)». «La plantation, c’est une forêt synthétique».	Maintien après coupe de la diversité arborescente naturelle	Espèces reboisées

<sup>1</sup> Les critères et indicateurs présentés dans ce tableau sont issus d’une analyse préliminaire et partielle de l’ensemble du corpus de données.

L'éducation relative à l'environnement (ERE) propose un angle novateur pour contribuer à la résolution des problématiques forestières en milieu autochtone en se penchant sur le réseau des relations entre les personnes, le groupe social d'appartenance et l'environnement. L'ERE est un champ d'intervention éducative souvent lié à l'action sociale et au développement d'un véritable « pouvoir-faire ». Nous avons ainsi proposé que les Volets I, II et III de la recherche se déroulent selon une démarche participative transversale qui guiderait les interactions de l'équipe de recherche avec la communauté. Parmi les divers courants théoriques et pratiques complémentaires de l'éducation relative à l'environnement (Sauvé, 1997), nous adoptons plus spécifiquement le courant du biorégionalisme et du développement local (Traina, 1995 ; Vachon, 1993) et celui de la critique sociale (Robottom et Hart, 1993) qui mettent l'accent sur l'investigation collaborative et critique des réalités socio-environnementales. L'éducation relative au milieu forestier se développe ici dans une perspective de construction de savoirs pertinents pour la population concernée et selon un approche de résolution de problèmes. À travers cette dynamique, c'est en fin de compte la transformation de ses acteurs qui est visée, tant au sein de la communauté, qu'en milieu industriel et chez les chercheurs universitaires. Cette approche éducative s'inspire également de la théorie de l'agir communicationnel développée par Habermas (1987) selon laquelle les dynamiques dialogiques sont nécessaires à la reconstruction des rapports sociaux et à l'équilibre des relations de pouvoir.

#### **Vers la définition de critères et d'indicateurs locaux d'une foresterie autochtone à Kitcisakik – Quelques résultats préliminaires**

La définition de critères et d'indicateurs locaux d'aménagement forestier « durable » (CCMF, 2003) a été entreprise dans plusieurs communautés dépendantes de la forêt (Sherry *et al.*, 2005; Beckley, 2000; Lévesque et Montpetit, 1997). Toutefois, il importe d'identifier les repères spécifiques qui tiennent compte du contexte socio-économique et politique particulier à chaque communauté. Dans le cadre du Volet I, nous avons réalisé trente entrevues individuelles et familiales et participé à de nombreuses activités communautaires permettant de récolter des données de manière informelle. La caractérisation des représentations permettra de dégager un ensemble de critères et d'indicateurs qui serviront à l'évaluation-critique par la communauté de différentes options d'aménagement. Le Tableau 2 présente quelques extraits d'entrevues réalisées à Kitcisakik qui illustrent certaines préoccupations de la communauté, ainsi que les critères et indicateurs qui pourraient être associés à ces données. Mentionnons les critères suivants : le maintien de la composition forestière naturelle, la protection des forêts matures, le contrôle de l'accès au territoire, la protection des habitats fauniques et le maintien de la biodiversité naturelle après coupe. L'analyse complète du corpus de données permettra d'identifier des critères de foresterie autochtone qui tiendront compte à la fois des aspects socio-culturels et biophysiques. Des indicateurs de nature qualitative ou quantitative permettront aux membres de la

communauté d'appliquer ces critères à l'évaluation de différents scénarios d'aménagement (Volet II).

#### **Défis émergeant des premières étapes du projet**

De nombreux auteurs se sont penchés sur les risques et les écueils associés aux projets participatifs (dont Berthelot, 2004 ; Bidou, 2004). Parmi les enjeux, Robottom et Sauvé (2003) ont notamment mentionné le partage des pouvoirs, le rôle et la signification du partenariat de recherche, la notion de rigueur, l'enjeu colonialiste du « dumping » de matériel de formation et la rationalité technocratique. Malgré tout, McGregor (2002) a montré que les recherches en milieu autochtone qui impliquent les communautés à toutes les étapes de leur déroulement et qui privilégient les moyens de partage de l'information qui leur sont propres offrent de meilleures chances de succès. Adoptant cette voie, notre équipe de recherche a toutefois dû faire face à des défis éducatifs, méthodologiques et stratégiques importants.

#### **Défis éducatifs : le renforcement des capacités locales et d'une dynamique participative**

Les défis éducatifs relatifs à l'aménagement forestier en milieu autochtone ont été clairement identifiés dans la *Stratégie nationale sur les forêts 2003-2008* (CSNF, n.d): la pénurie de ressources techniques, humaines et financières de même que l'absence de cadres stratégiques pertinents entravent la participation des Autochtones à l'aménagement de la forêt. Par ailleurs, la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004) a insisté sur la nécessité de soutenir la recherche et de développer au Québec des programmes d'éducation relative au milieu forestier pour appuyer la décentralisation de la gestion forestière. Ainsi, les acteurs de l'aménagement forestier font face à des défis éducatifs de taille.

Les étapes initiales de notre recherche se sont déroulées depuis 2001 dans un contexte qui s'apparente aux conditions décrites par la Coalition pour la stratégie nationale sur les forêts. La communauté manquait de ressources et d'organisation pour faire face à l'intensification des opérations forestières sur son territoire ancestral; les compétences locales étaient mal adaptées au contexte des consultations prescrites dans le cadre des amendements apportés à la *Loi sur les forêts*; les échanges avec l'industrie et le Ministère des ressources naturelles (MRNQ) étaient difficiles. Dans la communauté, seul un comité *ad hoc* bénévole répondait aux urgences en matière de foresterie.

Le partenariat de recherche a contribué à la consolidation du « Comité Forêt » de Kitcisakik. Deux assistants autochtones ont été embauchés et sont devenus les membres permanents du Comité. Le climat de collaboration qui s'est installé entre les membres de notre équipe de recherche, les représentants de l'industrie et le Comité Forêt a favorisé le développement de capacités locales en foresterie et la mise en place d'une structure institutionnelle permanente. Des entretiens formels réalisés avec les assistants de recherche dans le cadre du Volet Transversal

témoignent de l'importance qu'ils accordent aux apprentissages réalisés au cours du projet. Nos collaborateurs autochtones ont identifié les principaux éléments ayant marqué leur cheminement, soit les activités de formation, la présentation d'une affiche au Congrès forestier mondial, les échanges avec les chercheurs, les rencontres de travail à l'université et le caractère participatif du projet. Ils ont aussi identifié des écueils, notamment la difficulté de gagner la confiance des membres de la communauté, leur statut parfois délicat et ambigu en tant qu'assistant de recherche et agent de liaison communauté/industrie, la lenteur des progrès réalisés et le langage parfois hermétique des chercheurs. Par ailleurs, en ce qui concerne notre équipe universitaire, les activités du volet participatif/éducatif ont permis l'analyse critique de notre démarche de recherche, une amélioration continue de nos modes de travail et le développement de stratégies de recherche adaptatives.

Au fil des nombreuses rencontres (formelles et informelles) qui ont eu lieu entre les membres de notre équipe de recherche, les gens de Kitcisakik et des représentants de l'industrie, on constate que le projet a favorisé le renforcement d'une dynamique participative au sein de la communauté en relançant le débat sur la foresterie. Grâce à l'appui indéfectible du Conseil des Anicinapek de Kitcisakik qui valorise les projets à caractère éducatif et encourage depuis le début, la communauté à participer à la recherche, la collaboration avec notre équipe s'est intensifiée (Voir la photo *Une sortie sur le terrain avec les membres du Groupe de soutien de la forêt de Kitcisakik*). Au cours de la dernière année, on a assisté à la multiplication des projets communautaires associés à la forêt (inventaire multi-ressources, sentier écologique, répertoire des plantes médicinales, formation en débroussaillage, journalisme environnemental), favorisant la création d'emploi à Kitcisakik. Nous avons également mis sur pied un groupe de soutien au Comité Forêt, composé d'une quinzaine de bénévoles de la communauté, particulièrement intéressés par les questions forestières. Le Groupe de soutien offre désormais un contexte privilégié de participation et d'éducation communautaire. Ses membres collaboreront aux prochaines étapes de la recherche, notamment en ce qui concerne l'élaboration et la validation des scénarios forestiers (Volet II). Jusqu'ici, on observe que le projet de recherche a contribué au renforcement des capacités locales à trois niveaux stratégiques : 1) le Comité permanent sur la forêt; 2) le Groupe de soutien au Comité Forêt; 3) la communauté.

#### *Défis méthodologiques : une approche adaptative*

Les premières étapes du projet se sont déroulées dans un contexte qui a obligé notre équipe de recherche à innover au plan méthodologique. En réponse aux difficultés que nous avons rencontrées à réaliser des entrevues formelles selon un plan pré-déterminé, nous avons développé une approche adaptative multi-stratégique. Nous avons tenté de tirer profit de chaque situation qui pouvait permettre de recueillir des données. Le Tableau 3 illustre la diversité des interventions éducatives et des stratégies

de recherche qui ont été développées en fonction des événements communautaires.

Ainsi, par exemple, nous avons saisi l'occasion de l'expédition en canot qui a lieu chaque année avec les jeunes de la communauté pour lancer un projet photographique portant sur la forêt et favoriser l'interprétation du paysage par les participants. Cette stratégie d'exploration du milieu (Sauvé *et al.*, 2005) a suscité un vif intérêt chez les jeunes et a favorisé l'expression de leurs représentations de la forêt et de la foresterie.



*Une sortie sur le terrain avec les membres du Groupe de soutien de la forêt de Kitcisakik*

Des membres de notre équipe universitaire ont également participé à l'expédition en canot de l'été 2005 et ont mis en place des groupes de discussion à partir du récit de deux aînés. Il s'agissait de documenter et de commenter certains aspects historiques de la participation des Anicinapek à l'exploitation forestière depuis les années '40. De même, une activité photographique a permis de discuter avec les participants de leurs projets d'avenir, de leur perception sur le développement d'une foresterie autochtone et de leurs aspirations au regard de l'utilisation de la forêt. Le contexte de partage d'une expérience de randonnée en canot a favorisé la participation des jeunes à la recherche et stimulé l'échange inter-générationnel.

#### *Défis stratégiques : le croisement des cultures*

Cette recherche collaborative présente également des défis stratégiques associés au croisement des cultures (universitaire, autochtone, industrielle) et des savoirs (scientifiques, locaux et traditionnels, techno-économiques). Pour les membres du Conseil des Anicinapek, cette collaboration avec le milieu universitaire offrait des conditions propices à la réouverture du dialogue communautaire autour des questions forestières (accès à des ressources techniques importantes et à des expertises reconnues, nouveau contexte d'échange et de discussion, possibilité de reprendre les pourparlers avec l'industrie et le gouvernement). Le cheminement du projet s'est toutefois heurté à l'isolement et à l'éloignement de la communauté, à son manque de ressources humaines, techniques et financières et aux aléas de la politique intra- et extra-communautaire. L'encadrement au quotidien des activités du Comité Forêt et l'établissement d'un lien permanent avec l'équipe de recherche n'auraient pu se concrétiser sans l'appui et l'expertise d'acteurs régionaux associés à la communauté depuis plusieurs années.

Tableau 3. Développement de stratégies adaptatives de collecte de données pour le Volet I de la recherche en fonction du contexte communautaire de Kitcisakik (2001-2005).

Événements communautaires	Activités d'intervention éducative	Stratégies de cueillette des données
2001 - Camp de jour (enfants 4-10 ans)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ateliers de dessins sur la forêt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Entretiens semi-dirigés</li> <li>• Observation participante</li> </ul>
2002 - Consultations prévues à la <i>Loi sur les forêts</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Rencontres avec des familles concernées par la coupe forestière</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Entretiens familiaux semi-dirigés</li> <li>• Observation participante</li> </ul>
2003 - Consultation communautaire pour le futur village	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Affiches avec cartes et photos</li> <li>• Kiosque d'information</li> <li>• Ateliers de discussion sur des projets forestiers pour l'avenir (par groupe d'âge)</li> <li>• Jeu de « bingo forestier »</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Entretiens informels</li> <li>• Groupes de discussion</li> <li>• Observation participante</li> </ul>
2004- Expédition-canot (jeunes 17 à 30 ans)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Projet-photos et « Carnet du journaliste »</li> <li>• Présentation communautaire d'un diaporama</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Entretiens autour du choix des photos et des commentaires écrits</li> <li>• Observation participante</li> <li>• Groupes de discussion</li> </ul>
2005 - Expédition-canot (groupes familiaux)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Atelier d'histoire de la foresterie (avec aînés)</li> <li>• Animation de groupe autour d'une exposition de photos commentées</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Groupe de discussion</li> <li>• Observation participante</li> <li>• Entretiens individuels semi-dirigés</li> </ul>
2002-2005 - Visites de terrain dans le cadre des opérations forestières (industrie et familles)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Échange d'informations</li> <li>• Participation à la vie communautaire et sociale</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Collecte de données informelles</li> <li>• Observation participante</li> <li>• Entrevues familiales et individuelles semi-dirigées</li> </ul>
Présence régulière des chercheurs dans la communauté		

Enfin, il est vite apparu que le projet pourrait bénéficier d'une collaboration avec l'industrie forestière pour faciliter le partage de l'information, pour obtenir un soutien financier additionnel et pour favoriser l'application des résultats dans une perspective de concertation. C'est dans cette optique que des démarches avec les huit plus importantes compagnies forestières qui détiennent des contrats d'aménagement sur le territoire ancestral de Kitcisakik ont été entreprises pour la mise en place d'un partenariat de recherche. Ce partenariat représente également un investissement stratégique pour l'industrie dans le contexte où les marchés exercent des pressions pour la certification des produits forestiers qui tiennent compte des revendications des Premières Nations.

Rodon (2003) a toutefois mis en évidence, notamment par l'étude du cas de « Temegami » (Ontario), la complexité et la fragilité des partenariats dans le contexte de la cogestion des forêts. Il conclut que le processus de « transaction » qui

correspond à un scénario de partage du pouvoir, ne peut s'établir que si les jeux de pouvoir ne favorisent pas les processus de domination. Pour sa part, Hickey (2004) a montré que les partenariats économiques entre Premières Nations et industries, qui prennent forme dans le cadre de projets forestiers, pouvaient avoir d'autres retombées importantes pour les communautés (par exemple, des droits exclusifs de chasse et de pêche, l'accès à la formation et à des emplois stables, la participation aux décisions d'aménagement) dans la mesure où les enjeux éthiques et culturels sont pris en compte par l'industrie.

Malgré la co-existence d'intérêts divergents et les risques associés, ce partenariat de recherche traduit une volonté partagée par tous les acteurs de préparer l'avenir et de trouver des solutions applicables et viables sur le terrain. Cette collaboration s'avère un choix stratégique pour le développement futur de Kitcisakik en traçant la voie à d'autres types de partenariat.

## Conclusion

Cette recherche participative invite Autochtones, industriels et chercheurs à définir un nouvel espace d'apprentissage, de collaboration et de résolution de problèmes. Les premières étapes du projet ont permis d'instaurer une dynamique participative au sein de la communauté de Kitcisakik et de renforcer des capacités réflexives et critiques. On entrevoit déjà les bases du développement d'une culture forestière contemporaine qui, tout en s'appuyant sur les savoirs autochtones et la relation ancestrale des Anicinapek à la forêt, favorisera l'émergence de compétences nouvelles adaptées à la réalité d'aujourd'hui. Le renforcement des capacités locales en foresterie est essentiel au développement communautaire, ici étroitement lié à une démarche identitaire.

Alors que plusieurs auteurs favorisent la coexistence des paradigmes forestiers autochtones et industriels (McGregor, 2000; Stevenson et Webb, 2003; Wyatt 2004), il nous apparaît que le contexte actuel annonce un véritable changement de paradigme qui pourrait devenir le reflet d'une nouvelle forme de concertation citoyenne autour de notre patrimoine forestier (Neira B., 2004). Les objectifs, la démarche et les approches méthodologiques de notre projet correspondent aux caractéristiques dominantes de ce changement de paradigme en aménagement forestier soit l'interdisciplinarité, le partenariat entre la recherche universitaire, l'industrie forestière et les communautés, l'importance accordée au renforcement des capacités locales et la prise en compte du contexte autochtone pour le développement de stratégies d'aménagement.

Le rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004) appuie également ce changement en proposant d'adopter un « aménagement écosystémique » qui englobe les aspects sociaux<sup>68</sup>. La foresterie autochtone ne pourra se développer qu'en s'inscrivant dans un nouveau partage qui tienne compte de la valeur identitaire de la forêt pour les Premières Nations.

## Remerciements

Nous tenons à remercier en particulier nos assistants de recherche de Kitcisakik, Charlie Papatie, Régis Penosway et Johanne Papatie qui se sont avérés de précieux alliés, ainsi que le Conseil des Anicinapek de Kitcisakik. Yves Bergeron (Chaire industrielle CRSNG/UQAT/UQAM en aménagement forestier durable) et Luc Bouthillier (Université Laval) ont grandement participé à l'émergence de cette idée de recherche. Yvan Croteau et Henri Jacob, du Regroupement écologiste Val d'Or et environs (REVE inc.) nous ont offert un accompagnement de tous les instants.

<sup>68</sup> Aménagement écosystémique : « Un concept d'aménagement forestier ayant comme objectif de satisfaire un ensemble de valeurs et de besoins humains en s'appuyant sur les processus et les fonctions de l'écosystème et en maintenant son intégrité. » Commission Coulombe, p. 47

Merci à Hugo Asselin et à Claire Dubé, qui ont généreusement partagé leur expertise. Enfin, cette recherche n'aurait pu être entreprise sans le soutien financier du programme de partenariat en foresterie du CRSNG/CRSH/SCF<sup>69</sup>. Le Réseau de gestion durable des forêts, le FQRNT<sup>70</sup> et le Ministère des ressources naturelles du Québec ont également contribué au démarrage du projet. Enfin, nos partenaires industriels continuent de nous appuyer : Domtar inc. (Div. Val d'Or), Tembec inc., Industries Norbord inc., Bowater Produits forestiers du Canada inc., Louisiana-Pacifique Canada Ltée., Commonwealth Plywood Ltée., Bois Oméga Ltée et Cdex (9008-6760 Québec inc.).

## Bibliographie

- Bardin, L. (1993). *L'analyse de contenu*, 7<sup>e</sup> éd. PUF: coll. Psychologue. Paris. 291 p.
- Beckley, M. (2000). *Sustainability for whom?: social indicators for forest-dependent communities in Canada*. Réseau de gestion durable des forêts. University of Alberta. Edmonton, Alberta. 34 p.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc A. et Gauthier, S. (1999). Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle*, 12 (1), 49-51.
- Bidou, J.-E. (2005). Un chercheur engagé. In L. Sauvé, I. Orellana et E. van Steenberghe (dir.). *Cahiers scientifiques de l'ACFAS, Éducation et environnement : Un croisement des savoirs*. ACFAS. Montréal. (104) p. 203-220.
- Chamberland, R., Leroux, J., Audet, S., Bouillé, S. et Lopez, M. (2004). Terra incognita des Kotakoutouemis: L'Algonquinie orientale au XVII<sup>e</sup> Siècle. Les Presses de l'Université Laval. Québec. 266 p.
- Coalition pour la stratégie nationale sur les forêts (CSNF) (n.d.). Stratégie nationale sur la forêt 2003-2008. Ottawa. 26 p.
- Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF) (2003). Définir l'aménagement forestier durable au Canada : Critères et indicateurs. Ressources Naturelles Canada. Ottawa. 20 p.
- Delgamuukw c. Colombie-Britannique. 973 RSC 1010. Colombie-Britannique.
- Forum forestier des peuples autochtones (2003). Plan d'action de Wendake. Wendake, Québec. 4 p.
- Forest Stewardship Council of Canada (FSC) (2005) En ligne. 1 page. <[http://www.canopees.org/fsc\\_qc/fr/originef.html#Certification](http://www.canopees.org/fsc_qc/fr/originef.html#Certification)>. Consulté le 2 septembre 2005.
- Gayford, C. (2003). Participatory methods and reflective practice applied to research in education for sustainability. *Canadian Journal of Environmental Education*. Yukon College, Whitehorse. 8, 129-142.
- Gouvernement du Canada (2003). La forêt, source de vie: Actes du XII<sup>e</sup> Congrès forestier mondial : Vol. A. Des forêts pour les gens. Gouvernement du Canada et Organisation des Nations Unies (FAO). Québec. 502 p.
- Gouvernement du Québec (2002). Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec. «La paix des braves». Québec: Gouvernement du Québec. 34 p.
- Gouvernement du Québec. Loi sur les forêts. L.R.Q., c. F-4.1. Québec: Éditeur officiel du Québec.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004). Rapport de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Gouvernement du Québec. 307 p.
- Habermas, J. (1987). Théorie de l'agir communicationnel. Vol. I et II. Fayard. Paris.
- Haeussler, S. et Kneeshaw, D. (2003). Comparing forest management to natural processes. In Burton et al. (eds), *Towards sustainable management of the*

<sup>69</sup> CRSNG : Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada ; CRSH : Conseil de recherches en sciences humaines du Canada ; SCF : Service canadien des forêts.

<sup>70</sup> FQRNT : Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies.

- boreal forest. Ottawa. p. 307-368.
- Hickey, C., Nelson, M., et Natcher, D. (2004). Natural resources and community sustainability : final report of activities 2001-2003. Réseau de gestion durable des forêts. University of Alberta. Alberta. 30 p.
- Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador (2003). Assemblée des Premières Nations du Québec et du Labrador, protocole de consultation des Premières Nations du Québec et du Labrador Québec. 17 p.
- Jodelet, D. (éd.) (2003). Les représentations sociales. Presses universitaires de France. 7<sup>e</sup> éd. Paris. 447 p.
- Kaufmann, J-C. (2004). L'entretien compréhensif. Armand Colin. Paris. 127 p.
- La première nation de Betsiamites c. Procureur général du Canada et al. (2005). Cour supérieure du Québec; 500-17-022878-048. Montréal.
- Lammerink, M. P. et Wolffers I. (1998). Approches participatives pour un développement durable. Éditions Karthala et IPD. Paris. 209 p.
- Leboterf, G. (1981). L'enquête participation en question : Analyse d'une expérience, description d'une méthode, et réflexions critiques. Théories et pratiques de l'éducation permanente. Paris. 392 p.
- Leroux, J., Chamberland, R., Brazeau, E. et Dubé, C. (2004). Au pays des peaux de chagrin : Occupation et exploitation territoriales à Kitcisakik (Grand-Lac-Victoria) au XXI<sup>ème</sup> siècle. Les Presses de l'Université Laval. Québec. 255 p.
- Lévesque, C. et Montpetit C. (1997). L'élaboration d'un corpus de critères et d'indicateurs d'ordre culturel, social et économique. INRS Urbanisation, Culture et Société. Montréal. 31 p.
- Lévesque, C., Montpetit, C., Poulin I., et Babeux, D. (2004). Éléments d'une stratégie visant à promouvoir et à faciliter l'accès au savoir environnemental dans les communautés autochtones du Nord québécois. INRS - Urbanisation, Culture et Société. Montréal. 77 p.
- Marton, F. (1994). Phenomenography. In H. Torsen, et T.N. Postlewaite (eds), The international encyclopedia of education. Oxford. p. 4 424-4 429.
- McGregor, D. (2002). Indigenous knowledge in sustainable forest management : Community-based approaches achieve greater success. The Forestry Chronicle 78 (6), 833-836.
- McGregor, D. (2000). From exclusion to co-existence : Aboriginal participation in Ontario forest management planning. University of Toronto. 254 p.
- Moscovici, S. (2003). Des représentations collectives aux représentations sociales: Éléments pour une histoire In Jodelet, D. (ed), Les représentations sociales. Presses universitaires de France. Paris. p. 62-86.
- Nation Haïda c. Colombie-Britannique (Ministre des forêts). 2004 CSC 73.
- Neira B., F. (2004). Appropriation des ressources naturelles dans une forêt andine équatorienne : Vers la gestion patrimoniale des ressources. VertigO, Vol 5 no2, 26 pages.  
[http://www.vertigo.uqam.ca/vol5no2/art7vol5no2/vertigovol5no2\\_neira.pdf](http://www.vertigo.uqam.ca/vol5no2/art7vol5no2/vertigovol5no2_neira.pdf). Consulté le 20 septembre 2005.
- Parsons, R. et Prest, G. (2003). Aboriginal forestry in Canada. The Forestry Chronicle, 79 (4), 779-784.
- Première Nation Tlingit de Taku River c. Colombie-Britannique (Directeur d'évaluation de projet). 2004 CSC 74.
- Programme forestier des Premières Nations (2004). Les actes du congrès national de la foresterie autochtone. Gouvernement du Canada. Thunder Bay, Ontario. 78 p.
- Programme forestier des Premières Nations (2002). Exemples de succès : En partenariat avec les Premières Nations. Service canadien des forêts. Ottawa, Ontario. 97 p.
- Robottom, I. et Hart, P. (1993). Research in environmental education: Engaging the debate. Deakin University Press. Victoria, Australia.
- Robottom, I. et Sauvé, L. (2003). Reflecting on participatory research in environment education: Some issues for methodology. The Canadian Journal of Environmental Education, 8, 111-128.
- Rodon, T. (2003). En partenariat avec l'état : Les expériences de cogestion des Autochtones du Canada. Presses de l'Université Laval. Québec.
- Rouquette, M. L. et Rateau, P. (1998). Introduction à l'étude des représentations sociales. Presses universitaires de Grenoble. Grenoble. 159 p.
- Sauvé, L. (2005). Currents in environmental education : Mapping a complex and evolving pedagogical field, The Canadian Journal of Environmental Education, 10, 11-37.
- Sauvé, L. (1997). Pour une éducation relative à l'environnement, 2<sup>e</sup> édition. Guérin. Montréal. 361 p.
- Sauvé, L. Godmaire, H., Saint-Arnaud, M., Brunelle, R., et Lathoud, F. (2006). Regards croisés sur une «éducation relative à l'environnement» en milieu autochtone. Recherches amérindiennes au Québec. Sous presse.
- Sherry, E., Halseth, R. Fondahl, G. Karjala, M. et Beverly, L. (1995). Local-level criteria and indicators: an Aboriginal perspective on sustainable forest management. Forestry, 78(5), 513-539.
- Stevenson, M. G. et Webb, J. (2003). Just another stakeholder? First Nations and sustainable forest management in Canada's boreal forest. In Burton, C. (Eds) Toward sustainable management of the boreal forest. NRC Research Press. Ottawa. p. 65-112.
- Stevenson, M. (2005). Traditional knowledge and sustainable forest management. Réseau de gestion durable des forêts. University of Alberta, Alberta. 18 p.
- Traina, F. (1995). What is bioregionalism? In Traina, F et Darley-Hill, D. (eds), Perspectives in bioregional education. North American Association for Environmental Education. Troy. p.1-12.
- Vachon, B. (1993). Le développement local - Théorie et pratique: Réintroduire l'humain dans la logique de développement. Éd. G. Morin. Boucherville, Québec. 331 p.
- Wyatt, S. (2004). Co-existence of Atikamekw and industrial forestry paradigms. Thèse de doctorat. Université Laval. Québec. 317 p.

# L'AMÉNAGEMENT FORESTIER EN FRANCE : A LA RECHERCHE D'UNE GESTION DURABLE À TRAVERS L'HISTOIRE

Benoît Boutefeu, Doctorant à l'Ecole Normale Supérieure Lettres et Sciences Humaines (Lyon),  
Laboratoire Biogéographie, courriel: [benoitboutefeu@hotmail.com](mailto:benoitboutefeu@hotmail.com)

---

**Résumé :** En France, sous l'ancien régime, l'aménagement a été promulgué comme l'outil de référence, définissant les droits mais surtout les interdictions en forêt, planifiant les coupes et les exploitations. Après la révolution de 1789, il devient un instrument de pouvoir d'une administration des Eaux et Forêts puissante qui veut lutter contre les droits d'usage des populations rurales. En utilisant la science et la loi, les forestiers s'opposent aux paysans et déclenchent des révoltes dans les campagnes. Après l'exode rural, les aménagements consacrent dans la seconde moitié du XX<sup>ème</sup> siècle une forêt fonctionnaliste qui doit avant tout produire du bois. Ce n'est qu'à partir des années 1980 que des considérations environnementales sont progressivement prises en compte dans les plans d'aménagement. En revanche, l'intégration des attentes sociales continue de poser problème et constitue l'un des défis majeurs de la foresterie de demain.

**Mots-clés :** aménagement, histoire, environnement, sociologie, multifonctionnalité, territoire, France, population rurale, reboisement, forêts publiques, ingénieur, développement durable

**Abstract :** In France, during the Ancient Regime forest management was considered as a reference in terms of what could or could not be done in this environment, planning the felling or exploited areas. After The French Revolution of 1789, forest development becomes the power tool of a powerful forest and water administrative service which aims at fighting against the rights of users of the rural populations. Relying on science and laws, foresters clash with peasants engendering rebellions in the country. After the rural exodus, forest management during the second half of the XXth century privileges a functional forest which has to produce wood above all. This is only from the 1980s on that environmental considerations are gradually taken into account by the management plans. However, the integration of social expectations is still problematic and is obviously one of the main challenges of tomorrow's forest.

**Key words :** forest management, history, environment, sociology, forest functions, territory, France, rural population, afforestation, public forests, engineer, sustainable development

---

## *L'aménagement, reflet de l'histoire de la foresterie*

L'aménagement forestier, en tant qu'acte fondamental de la gestion forestière, est au centre de nombreux débats au sein de la communauté scientifique et forestière (Peyron, 1999 ; ECOFOR, 2002). Il n'est pas toujours aisé de définir précisément cette notion, tant les acceptions en sont nombreuses (Arnould Paul, 2002). Toutefois, afin de cadrer notre propos, nous retiendrons la définition large et consensuelle qu'en donne un forestier : « *étude et document sur lesquels s'appuie la gestion durable d'une forêt à partir d'analyses du milieu naturel et du contexte économique et social, l'aménagement fixe les objectifs et détermine l'ensemble des interventions souhaitables (coupes, travaux...) pendant une durée de 10 à 25 ans* » (Dubourdiou Jean, 1997). L'aménagement peut être considéré comme la cheville ouvrière du forestier, l'outil grâce auquel il définit et applique une politique. C'est par cet acte qu'il détermine les objectifs et les moyens de sa gestion. Ces derniers sont consignés dans un document de référence appelé plan d'aménagement.

L'histoire des aménagements est intimement liée à celle de la foresterie depuis les orientations politiques jusqu'aux pratiques. Cet article propose une analyse historique et critique de la façon dont les aménagements forestiers ont considéré les composantes

économiques, environnementales ou sociales de la forêt. La France comme l'Allemagne est un vieux pays de traditions forestières. Ses thèses de sylviculture ont été exportées un peu partout dans le monde, dans ses anciennes colonies comme dans le nouveau monde<sup>71</sup>. L'aménagement forestier est le produit et le reflet de ces héritages. Son histoire est intimement liée à la recherche d'une durabilité forestière déterminée par les logiques et les aspirations des décideurs forestiers de chaque époque (Corvol Andrée, 1987). Sans épaisseur historique, il est difficile de comprendre comment les forestiers français abordent les débats actuels sur la gestion durable des forêts. L'ambition de cet article n'est pas de retracer en quelques pages l'histoire de la foresterie en France. Quelques moments précis ont été sélectionnés car ils marquent des ruptures ou des discontinuités. Ces changements d'orientation ont profondément imprégné et marqué la culture forestière française. Ses difficultés actuelles à intégrer les composantes sociales dans les aménagements en sont un exemple marquant qui sera plus particulièrement développé dernière partie.

---

<sup>71</sup> Cf. à ce sujet le colloque international forestier « Gérer la forêt des deux côtés de l'Atlantique. Hommage à Gifford Pinchot » qui s'est tenu à Nancy le 7 et 8 mars 2005 (Actes non publiés)



### Dès l'ancien régime, l'aménagement à la recherche d'une soutenabilité de la production forestière

En France comme en Europe, l'aménagement des forêts remonte à presque 500 000 ans, lorsque quelques chasseurs-cueilleurs se lancent à la conquête de nouveaux territoires de chasse en mettant le feu à d'importantes étendues boisées. Ces « *paléo aménagements* » (Arnould Paul, 2002) constituent les premières modifications anthropiques de la couverture forestière. Au néolithique, les premiers paysans poursuivent l'action de leurs ancêtres de l'âge de pierre en défrichant des surfaces forestières pour y implanter champs, prairies et baraquements en rondin. Avec le développement de proto-industries comme celle de la céramique, les besoins en bois deviennent croissants. Obstacle et rempart à la civilisation (Harrisson Robert, 1992), la forêt est aussi une matrice nourricière pour des populations qui construisent et se chauffent au bois (Deffontaines Pierre, 1969). Bien sûr, à cette époque on ne saurait parler d'aménagement au sens réglementaire et technique où on l'entend aujourd'hui mais on peut en revanche évoquer des stratégies d'exploitation oscillant entre destruction et protection des forêts (Arnould Paul, 2002).

Avec l'antiquité puis le Moyen-Age, la forêt, espace infini et sans maître, devient territoire approprié et circonscrit. Elle ne sert plus qu'à assurer les besoins vitaux des paysans, elle relève aussi d'une logique de privilèges réservés aux seigneurs et au roi. Des règles juridiques définissent des droits d'usages et restreignent peu à peu l'accès aux sylvies. Le pâturage, le prélèvement de bois ou de gibier sont limités, le droit de chasse est accordé aux seuls seigneurs et les vilains sont cantonnés à la *sylva communis*. Il n'existe cependant pas encore de textes ni d'autorité commune, la plupart des usages étant réglementée localement. Il faut attendre 1318 et Philippe V pour assister à la naissance d'une véritable administration des forêts de la couronne avec à sa tête les maîtrises des Eaux et Forêts, chargées de faire respecter les ordonnances du roi. Ces premiers « forestiers publics » assurent avant tout un pouvoir répressif, les considérations techniques sur la gestion des forêts n'étant encore que balbutiantes (Bourgenot Louis, 1987).

En 1346, Philippe VI promulgue une ordonnance dite « de Brunoy » qui réglemente les prérogatives de la nouvelle administration des Eaux et Forêts : il est interdit de « *forer* » au hasard, les coupes réglées sont généralisées, leur importance et leur emplacement sont planifiés. Ce texte constitue le socle des lois forestières ultérieures et instaure une notion, qui, quelques siècles plus tard fera couler beaucoup d'encre, celle de développement durable (cité par Paul Arnould) : « *les maîtres des eaux et forêts enquerront et visiteront toutes les forez et bois et feront les ventes qui y sont, en regard à ce que les dites forez puissent perpétuellement soutenir en bon estat* » (Arnould Paul, 2001). Afin de faire respecter la législation adoptée, des tribunaux spéciaux sont créés : les Tables de Marbres. Ce texte, même s'il ne permet pas de stopper la destruction des forêts, est

fondamental car il énonce pour la première fois deux principes fondateurs des aménagements forestiers à venir : planification des interventions et rendement soutenable. D'autres lois suivront, notamment sous François 1<sup>er</sup>, pour réaffirmer ces dispositions.

L'aménagement, telle que l'on entend aujourd'hui, est véritablement consacré par l'ordonnance de Colbert en 1669. A l'époque, le ministre de Louis XIV, qui affirme que « *la France périra faute de bois* », veut mettre de l'ordre et rationaliser la gestion forestière pour enrayer la disparition des surfaces boisées. Cette réforme instaure un véritable code forestier, unifiant le droit, définissant des règles de gestion sylvicole à appliquer (un quart de la superficie doit être mis en réserve par exemple). Elle introduit la notion « *du bon usage* » de la forêt : les pratiques sont sévèrement réglementées, chèvres et moutons sont proscrits dans les forêts royales, nobiliaires et ecclésiastiques. Elle devient un modèle pour toute l'Europe (Devèze Michel, 1966) et elle constitue un tournant. La forêt s'inscrit désormais dans une vision cartésienne du monde : « *l'homme devient alors maître et possesseur de la nature* » (Larrère Raphaël et Nougarede Olivier, 1993). Elle définit aussi des préceptes techniques et pose comme base, le principe de planification de la gestion forestière sur cent ans. La définition de l'aménagement moderne remonte donc à l'ancien régime où il devient à la fois un règlement d'exploitation et un document fixant les usages et les interdictions en forêt. Il est motivé par la recherche d'une pérennité de la production forestière. Ce souci de durabilité préoccupe également les forestiers germaniques qui échangent et partagent leurs réflexions avec leurs homologues français. A travers le concept de « *Nachhaltigkeit* », le forestier allemand Von Carlowitz pose par exemple les fondations d'une réflexion théorique sur le concept de durabilité à la même époque que Colbert (Bartenstein Kristin, 2005).

### Au XIX<sup>ème</sup> siècle, l'aménagement au service d'un intérêt général édicté par le corps forestier

La révolution de 1789 entraîne des changements importants en matière forestière : le droit de chasse est aboli, les forêts royales sont nationalisées, les détenteurs d'office des Eaux et Forêts deviennent des fonctionnaires. La création de l'Ecole forestière de Nancy en 1824 et la promulgation du code forestier en 1827 marquent la naissance d'une administration, dont les traditions militaires, les prérogatives et les pouvoirs perdureront quasiment inchangés pendant 150 ans. Bien que nouvelle, cette administration des Eaux et Forêts se met en place selon le modèle de l'ancien régime, traduisant ainsi une « *réminiscence de la féodalité* » (Buttoud Gérard, 1983). Ses officiers vont se structurer en un corps d'Etat puissant, qui, par son idéologie et son influence, va encadrer les politiques rurales du XIX<sup>ème</sup> siècle. L'Ecole forestière de Nancy et ses élèves vont exporter leur modèle un peu partout dans le monde et notamment aux Etats-

Unis où Gifford Pinchot, ancien élève de Nancy créera et prendra la tête du service fédéral forestier américain à partir de 1905<sup>72</sup>.

Le code forestier de 1827, pour partie toujours en vigueur en France, donne des armes juridiques nouvelles aux forestiers et renforce leur pouvoir. Selon une logique technocratique, les conservateurs des eaux et forêts définissent eux-même la politique forestière à mener (Badré Michel et Henri Descamps, 2005). Cette dernière prévoit notamment la soumission des bois communaux au régime forestier, la réglementation des coupes et des défrichements même en forêt privée ou encore l'interdiction du pâturage. Fort de cet arsenal juridique, l'administration forestière naissante s'emploie dans la première moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle à lutter contre les servitudes et les droits d'usage. Cette politique d'aménagement forestier est contestée car elle se fait contre les besoins des populations rurales qu'elle stigmatise.

La gestion des forêts devient l'affaire des seuls forestiers, qui s'appuient la loi mais aussi la science pour imposer leur vision des choses. C'est en effet à cette époque que la sylviculture devient une discipline scientifique au service de l'aménagement forestier. Elle puise ses racines dans un corpus de connaissances fondé par de grands naturalistes comme Buffon, Olivier de Serres, Réaumur ou Duhamel de Monceau. Pourtant, l'enseignement dispensé à l'Ecole de Nancy au XIX<sup>ème</sup> siècle occultera longtemps l'apport des sciences naturelles pour ne s'attacher qu'à une dimension très techniciste de la sylviculture (Puyo Jean-Yves, 2001). Les sciences sociales sont encore plus absentes du contenu des études de l'Ecole forestière. Selon Jean-Yves Puyo, cet ostracisme scientifique ainsi que le strict respect de la doctrine officielle empêcheront le développement d'un esprit critique chez les officiers des Eaux et Forêts.

Cette « doctrine » empreinte d'autoritarisme militaire (Kalaora Bernard et Poupardin Denis, 1984) repose sur des prescriptions techniques imposées par la force comme la conversion d'une partie de la forêt française en futaie régulière (Degron Robin, 1999). La foresterie moderne et rationnelle doit donc répondre aux besoins nouveaux d'une industrie en pleine expansion : d'une forêt paysanne, on passe à une forêt industrielle (Léonard Jean-Pierre, 1999). L'aménagement entre dans une nouvelle ère, économique. Le développement de techniques sylvicoles ambitieuses comme le reboisement permet d'imaginer des travaux de grande ampleur. C'est au nom du progrès et d'une idéologie hygiéniste totalitaire (Larrère Raphaël, 1985) que les forestiers vont entreprendre d'importants projets de reboisement. Ces derniers s'effectuent une nouvelle fois au détriment des populations rurales. Le Vicomte de Martignac (cité par Degron Robin) dit d'elles en 1826 à la chambre des députés qu'elles « forment pour la propriété publique comme pour la propriété privée, le plus redoutable des dangers et la source la plus féconde de dommages et d'abus » (Degron Robin, 1999). Les désignant comme seuls et uniques responsables des problèmes

d'érosion en montagne, les agents des Eaux et Forêts vont initier un véritable culte du reboisement. Bernard Lorentz (cité par Xavier Laverne), premier directeur de l'Ecole de Nancy, s'insurge lors d'une tournée en montagne en 1840 : « *Est-il tolérable que des propriétaires de la montagne y introduisent une culture et un mode de jouissance qui portent la désolation dans les vallées ?* » (Laverne Xavier et al., 2001). Que ce soit dans les Landes de Gascogne à partir de 1857 sous l'impulsion de l'ingénieur Brémontier ou un peu plus tard sur les pentes de montagne, des travaux de reboisement colossaux sont entrepris par la force. Cette attitude et les expropriations qui en découlent conduisent à des révoltes paysannes, comme « la guerre des demoiselles » dans laquelle des paysans déguisés en femme prennent les armes contre les représentants de l'administration forestière dans les Cévennes (Nougarède Olivier, 1995).

Quelques forestiers vont pourtant s'élever contre ces politiques autoritaires qui nient les conséquences sociales de leurs mises en oeuvre. Ils vont se rallier aux thèses de Frédéric Le Play, ingénieur des Mines, considéré comme l'un des pères fondateurs de la sociologie rurale. Bernard Kalaora et Antoine Savoye ont consacré un ouvrage à ces forestiers dissidents (Kalaora Bernard et Savoye Antoine, 1986). Ces derniers, pour démontrer la complémentarité du reboisement et l'intérêt des populations locales inaugurent ce que l'on appelle aujourd'hui « l'ingénierie sociale ». Reprenant la méthode initiée par Le Play, ses disciples comme Charles de Ribbes vont prouver, à travers des monographies de familles paysannes puis de terroirs, que la forêt ne peut être gérée indépendamment du contexte socio-économique. La misère des montagnes est selon eux due à une mauvaise gestion sociale et économique des sols. Elle n'est donc pas imputable aux bergers eux-mêmes. Des forestiers « le playsiens », comme Calvet ou Briot, vont allier recherche et pratique en essayant d'installer des associations locales et des coopératives fruitières. Avec eux, émerge une sociologie pratique, proche du local. La forêt est réinscrite dans le territoire et non plus perçue comme une entité à part. Sa gestion doit tenir compte de composantes sociales, elle relève d'une politique d'aménagement du territoire intégrative. Ces approches vont influencer en France Vidal de la Blache et le courant naissant de la géographie humaine.

La scission entre les forestiers dissidents et leur administration sera profonde (Kalaora Bernard et Savoye Antoine, 1986). Deux conceptions de l'intervention de l'Etat s'affrontent. Celle d'un interventionnisme autoritaire, universel justifié par un intérêt général supérieur et celle fondée sur la prise en compte de particularismes régionaux et l'adaptation de mesures aux conditions socio-économiques locales. C'est donc bien la prise en compte de la composante sociale dans l'aménagement forestier qui pose problème. Soutenue par la classe dirigeante de l'époque, la vision officielle l'emportera et le courant « le playsien » s'estompera progressivement. Mais, s'il n'a pas su s'imposer de manière concrète sur le terrain, il a pourtant permis de renouveler la réflexion en sciences humaines, les disciples de Le Play

<sup>72</sup> Cf. note 2

participant à la création de nouveaux champs de recherche comme la sociologie du travail ou la sociologie clinique.

En conclusion, le XIX<sup>ème</sup> siècle consacre une administration forestière puissante, utilisant son savoir technique pour asseoir son autorité et sa légitimité. Elle développe une vision hégémonique et normative de l'aménagement des forêts. Les dimensions sociales de la forêt sont occultées ou niées. La révolution industrielle à l'origine de l'exode rural amorcé dès le milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle va, en diminuant la pression des communautés paysannes sur la forêt, favoriser le travail des agents des Eaux et Forêts. On peut ainsi dire que la durabilité sociale est acquise passivement.

### **Au XX<sup>ème</sup> siècle, l'aménagement à la croisée d'enjeux économiques et environnementaux**

Au XX<sup>ème</sup> siècle, le basculement progressif de la forêt vers un modèle économique industriel se poursuit. Il s'accompagne de l'émergence d'un discours et de pratiques productivistes. Les aménagements successifs organisent les massifs boisés comme des espaces de production : des essences à croissance rapide comme les peupliers en provenance de la plaine du Pô sont introduites pour augmenter les rendements (Dupuy Michel, 1997), le territoire est divisé de manière géométrique et rationnelle pour faciliter les travaux d'exploitation, la structuration des peuplements change avec l'application notamment de la conversion en futaie régulière.

Cette politique se heurte pourtant dès le début du XIX<sup>ème</sup> siècle à des contradicteurs d'un genre nouveau : les artistes. Les peintres de l'Ecole de Barbizon, avec à leur tête Théodore Rousseau, s'opposent aux aménagements qui prévoient des enrésinements sur le massif de Fontainebleau. Ils revendiquent un autre regard sur la nature : une conception romantique du poète proche de la nature, en marge d'une société en voie d'urbanisation et d'industrialisation (Fritsch Philippe, 1995). Les contestataires, qui ont su rallier à leur cause la classe politique, obtiennent gain de cause et les séries artistiques de Fontainebleau dans lesquelles toute coupe est interdite sont créées en 1861. Elles constituent la première mesure de protection de la nature au monde, quelques années avant la prise de semblables dispositions aux Etats-Unis pour préserver les paysages de Yosemite en 1864 et la création du parc national de Yellowstone en 1872. Une nouvelle représentation de la nature dans laquelle les citadins viennent se ressourcer et échapper à l'ambiance urbaine émerge. Cela annonce les prémisses des combats modernes pour la protection d'une nature romantique, vécue comme l'un des derniers bastions sauvages d'une civilisation urbaine et industrielle. De nouvelles pratiques sociales en forêt apparaissent à cette époque. Bernard Kalaora montre que les randonnées pédestre et équestre en forêt de Fontainebleau deviennent dans la seconde moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle un des signes distinctifs de la bourgeoisie parisienne (Kalaora Bernard, 1981). La construction

du chemin de fer, l'apparition du guide touristique Dénécourt (réédité onze fois) et le succès des peintres impressionnistes de Barbizon favorisent la naissance du tourisme en forêt. Sous la pression de l'élite et de l'intelligentsia parisienne, les forestiers doivent alors intégrer ces nouvelles contraintes dans leurs aménagements en créant des sentiers, en renonçant à exploiter certaines zones forestières ou en limitant l'introduction de pins sylvestres pour ne pas nuire au paysage.

Malgré ce revers, ils ne renoncent pas pour autant à leur ambition productiviste. Au lendemain de la seconde guerre mondiale, la forêt privée est mise à contribution de la politique forestière nationale. Face à la pénurie de bois constatée, le Fond Forestier National est créé en 1946 pour dynamiser la filière forêt-bois. En 1963, la loi Pisani oblige les propriétaires de plus de 25 ha d'un seul tenant à disposer d'un Plan Simple de Gestion (PSG). Des Centres Régionaux de la Propriété Forestière (CRPF) sont mis en œuvre à partir de 1966 pour encourager les propriétaires à aménager leur forêt et à pratiquer une sylviculture dynamique. Les forestiers sortent ainsi du cadre de la sylviculture et de la protection du domaine boisé public pour s'occuper également de l'économie des forêts privées (Gadant Jean, 1987). La vénérable administration des Eaux et Forêts qui assurait une mission régaliennne sur toutes les surfaces boisées est démantelée à partir de 1964. La gestion des forêts publiques est confiée à un organisme à la vocation commerciale affichée, l'Office National des Forêts (ONF). Selon son premier directeur, sa création doit permettre de développer « *l'obsession du productivisme* ». Les créations des CRPF et de l'ONF aboutissent à la mise en aménagement de surfaces forestières considérables. La surface aménagée fait plus que doubler entre 1974 et 2000 (selon « les indicateurs de gestion durable des forêts françaises »). Aujourd'hui, l'essentiel des forêts publiques, qu'elles soient domaniales ou appartenant à des collectivités, bénéficient de plans de gestion agréés (Cf. tableau 1). En revanche, si le taux d'aménagement en forêts privées de plus de 25 ha d'un seul tenant atteint 75,9%, seulement 22,7% de la surface forestière privée est dotée de PSG. En effet, l'extrême morcellement de la forêt privée française (qui représente les trois quarts de la forêt française) constitue un frein puissant à sa gestion.

L'augmentation de la surface forestière sous contrôle s'accompagne d'une intensification des pratiques sylvicoles : les résineux comme les douglas ou les épicéas sont par exemple introduits massivement même en plaine pour accroître les rendements. La gestion forestière bénéficie du progrès des sciences agronomiques : les tables de production permettent de prévoir les rendements à venir, la méthode du groupe de régénération stricte permet d'optimiser la production sur tout l'espace, la mécanisation et l'utilisation de produits phytosanitaires se développent. L'aménagement est devenu une affaire de spécialistes, d'ingénieurs qui mettent leurs compétences au service de la production.

Tableau 1. Répartition des surfaces aménagées selon le statut forestier.

	Forêts domaniales	Autres forêts publiques	Forêts privées	Surface forestière totale
Surface forestière (ha)	1 499 530	2 398 730	10 911 370	14 809 630
% du total	10,1%	16,2%	73,7%	100,0%
% surface aménagée	93,3%	80,9%	22,7%	42,4%

Sources : les surfaces forestières sont issues des données de l'Institut Forestier National (IFN) (ressources disponibles en ligne à l'adresse [www.ifn.fr](http://www.ifn.fr)). Les pourcentages de surfaces aménagées proviennent du document « Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises », édité par le ministère de l'agriculture et l'IFN en 2000.

Pourtant, à partir des années 70, un décrochage s'amorce. L'environnement entre dans le débat politique et l'Office National des Forêts, en tant que gestionnaire de forêts publiques, devient la cible privilégiée d'attaques. Au sein même des forestiers, certains dénoncent les conséquences environnementales des enrésinements qui appauvriraient les sols et qui entraîneraient une perte de variétés d'espèces végétales et animales (Demesse Nicole et al., 1976). Les écologistes, parce qu'ils vont déployer un argumentaire technique et scientifique, vont réussir à infléchir les positions des techniciens et des ingénieurs forestiers d'Etat (Otto Hans-Jürgen, 1998 ; Rameau Jean-Claude, 1996). Ils prônent l'introduction de nouvelles disciplines comme la phytosociologie ou la pédologie dans l'enseignement des écoles forestières (Lacombe Eric, 1984 ; Puyo Jean-Yves, 1996). Ils diffusent un certains nombres de concepts écologiques (habitat, flux, écotone, biomasse...) aujourd'hui adoptés par la plupart des forestiers. L'aménagement est enseigné comme une synthèse de plus en plus large des différentes compétences techniques, économiques et écologiques à mobiliser par le futur ingénieur. La sylviculture évolue par ailleurs, sous l'impulsion de la forêt privée qui prône de nouveaux modèles dits « proches de la nature » (Carbier Didier, 1995 ; Duchiron Marie-Stella, 1994 ; Lebreton Philippe, 2002). Les manuels intègrent ces mutations, que ce soit en forêt privée (Marion Jacques, 2004) ou plus tardivement en forêt publique (Dubourdiou Jean, 1997). La recherche d'une durabilité forestière passe ainsi également par l'intégration des exigences environnementales.

#### Et demain : vers une meilleure intégration des attentes sociales dans les aménagements ?

Aujourd'hui, si la forêt se retrouve au cœur de préoccupations environnementales, elle est aussi à la charnière de nouvelles attentes sociales car elle est perçue comme un « archétype de la nature » (Eizner Nicole, 1995). L'une des plus grandes figures de la foresterie internationale, l'anglais Jack Westoby qui fut pendant plus de vingt ans expert à la FAO (de 1952 à 1974), a sans-doute bien pressenti ces modifications majeures. Il les résumait à travers la formule suivante : « *Forestry is not about trees, it's about people* » (Westoby Jack, 1989). Les enjeux

sociaux sont certes différents selon les contextes géographiques mais ils se posent partout de manière fondamentale, en témoigne le dernier colloque international sur les forêts qui s'est tenu au Canada en 2004 et qui a fait la part belle à ces thématiques (Valeix Jacques et Maître Henry Felix, 2004). L'aménagiste ne peut plus se cantonner à un simple rôle de technicien de la forêt : il gère bien plus qu'une simple ressource en bois. Il doit tenir compte de sensibilités écologiques, territoriales et de plus en plus sociales. La fréquentation des espaces boisés a explosé en trente ans. Quelques chiffres traduisent l'ampleur du phénomène : « *la fièvre de la chlorophylle* » selon une formule journalistique (Garin Christine, 2004) poussent les Français à effectuer quelques 200 millions de visites en forêt par an (Maresca Bruno, 2001). Même si on assiste à un léger tassement de la fréquentation au niveau national (Dobré Michelle, 2005), l'attrait pour les sylves reste très important. Cet engouement est à relier à des tendances sociologiques lourdes comme l'urbanisation des territoires et l'avènement d'une société du temps libre et des loisirs (Viard Jean, 2002).

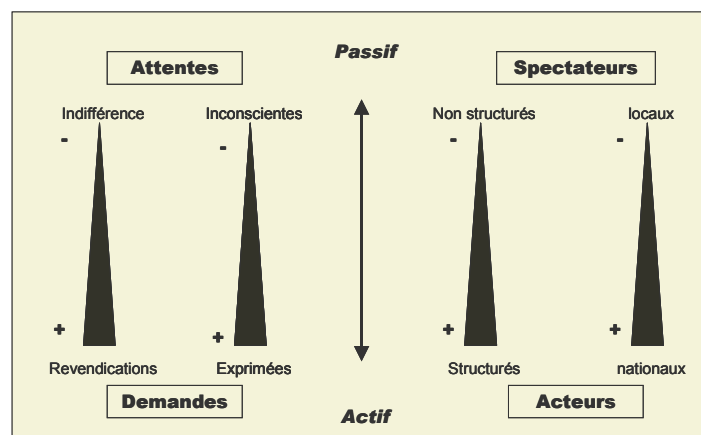


Figure 1. La structuration de la « demande sociale » en forêt

Tableau 2. Les dispositions législatives à propos des fonctions sociales en forêt (d'après Lebaron Emmanuel, 2003)

Nature	Date	Nouveauté
<b>Circulaire</b>	20 octobre 1964	<b>Rôle social</b> des forêts, en particulier les forêts domaniales
<b>Instruction</b>	26 février 1979	Incitation à la signature de <b>conventions et acquisition</b> de forêts par les collectivités
<b>Loi</b>	4 décembre 1985	Principe de <b>multifonctionnalité</b> et ouverture des forêts publiques
<b>Circulaire</b>	8 avril 2001	Subventions pour acquisition de forêts, principe de <b>gratuité</b> de l'accès aux forêts
<b>Circulaire</b>	7 août 2001	Subventions pour <b>équipements</b> d'accueil du public
<b>Loi</b>	9 juillet 2001	Art 1, 1er alinéa : objectif de " <i>satisfaire les demandes sociales relatives à la forêt</i> ", " <i>nécessaire prise en compte de la fonction sociale des forêts dans la gestion forestière</i> "

Cette « déferlante » de visiteurs en forêt n'est pas sans poser problème à l'aménagiste. Les surcoûts de gestion peuvent être très importants, certaines forêts périurbaines voyant leurs dépenses multipliées par cinq. Elle génère de plus de nouveaux besoins : les attentes ne se limitent pas aux seuls usagers classiques comme les VTTistes ou les riverains, la forêt cristallise aussi les fantasmes d'une nature sauvage idéalisée par une société majoritairement urbaine. Le forestier regroupe ces attentes et ces demandes, plus ou moins diffuses et palpables, sous le vocable de « *demande sociale* » (Deuffic Philippe, Granet Anne-Marie et Lewis Nathalie, 2004). La juxtaposition ou l'amalgame d'attentes, plus ou moins palpables, exprimées ou inconscientes, portées par des acteurs structurés ou bien diffusés dans une opinion publique versatile ne peut pas être appréhendée comme une entité homogène et cohérente (Cf. figure 1). Le législateur essaie quant à lui de les intégrer au travers de nouvelles dispositions juridiques. Le tableau 2 présente un échantillon des principaux textes législatifs depuis trente ans sur la question. Ils ne font souvent que réaffirmer des grands principes généraux, sans proposer d'outils concrets. Les documents d'aménagement en forêt publique consacrent des rubriques spécifiques aux enjeux sociaux. Mais, bien souvent les études et les propositions ne se réduisent qu'à des bilans d'équipements d'accueil du public et à un effet d'affichage. Le forestier, confronté à l'imaginaire et à l'inconscient collectif véritables ressorts de l'engouement de ces concitoyens pour les sylves (Corvol Andrée, 1987 ; 1995 ; Harrisson Robert, 1992), se trouve désemparé car les outils juridiques et techniques auxquels il est habitué ne lui permettent pas d'évaluer, de quantifier ni de répondre à ces nouveaux enjeux.

Essayant d'aborder l'aménagement forestier de manière plus holistique en y intégrant notamment les dimensions sociales, de nouveaux concepts ont vu le jour comme ceux de « multifonctionnalité », de « gestion intégrée », « participative »

<sup>73</sup> ou encore « durable » (Bredif Hervé et Boudinot Pierre, 2001 ; Bredif Hervé et Ollagnon Henry, 1997 ; Lanly Jean-Paul et al., 2002 ; Rameau Jean-Claude, 1996). A l'image du triptyque du développement durable, ces initiatives ont pour but de concilier ce qu'il est convenu d'appeler les trois grandes vocations de la forêt : économique, écologique et sociale. Si ces concepts peuvent apparaître fédérateurs, ils restent encore flous et ne sont pas toujours opérationnels lors de la définition des aménagements en forêt publique : quel poids donner à chacune de ces fonctions ? Le forestier est-il légitime pour arbitrer ? La gestion concertée suppose de définir des partenaires avec qui discuter : selon quels critères faut-il les sélectionner ? Comment financer les fonctions sociales et environnementales ? Ces questions soulèvent également le problème du territoire, les enjeux sociaux ou écologiques n'intervenant pas nécessairement aux mêmes échelles. Par ailleurs, le grand public n'est souvent pas représenté dans les instances de concertation que l'aménagiste essaie de réunir...

En filigrane, les interrogations sur la prise en compte des attentes sociales amènent à réfléchir sur la pertinence de l'outil aménagement pour définir et appliquer une politique à l'échelle d'un massif. Les coups de projecteurs historiques esquissés dans cet article reflètent une tendance lourde et historique des forestiers à vouloir gérer seuls les forêts selon, leur propre conception de l'intérêt général et parfois en allant jusqu'à nier l'existence d'enjeux sociaux. Certes, les forestiers d'hier ne sont plus ceux d'aujourd'hui mais l'imprégnation culturelle reste forte (Boutefeu Benoît, 2003 ; Boutefeu Benoît et Arnould Paul, 2006). Le plan d'aménagement forestier, prenant de plus en plus la forme d'un catalogue de prescriptions techniques et juridiques

<sup>73</sup> Cf. à ce sujet « les journées techniques de l'aménagement : approche participative de la gestion forestière », colloque organisé à Paris par le GIP ECOFOR et l'ENGREF le 29 et 30 avril 2004 (actes non publiés à ce jour)

pas toujours cohérentes, n'est peut-être plus adapté. De nos jours, aménager une forêt comme une entité à part n'a plus de sens : il est nécessaire de la réinscrire dans un territoire plus large. De nouveaux outils, comme les Chartes Forestières de Territoire promues par la Loi d'Orientation Forestière de 2001, proposent une démarche concertée de projet à l'échelle de territoire plus large que la seule forêt (Riethmuller Thomas, 2004). Ce n'est qu'à ce niveau que l'intégration des fonctions sociales pourra se faire.

Bien entendu, la recherche d'un équilibre entre les fonctions économiques, environnementales et sociales réunies dans une politique d'aménagement forestier durable n'est pas qu'une préoccupation franco-française ou européenne. Dans la foulée du sommet de la terre à Rio en 1992, le Canada a par exemple développé le concept de « forêts modèles »<sup>74</sup> censée « être un lieu où les meilleures pratiques d'aménagement forestier durable sont développées, testées et partagées à travers le pays » (Ressources naturelles Canada, 2003). Une réflexion internationale s'est par ailleurs amorcée sur la réalisation d'aménagement reposant sur la définition de critères et d'indicateurs de gestion durable des forêts (Buttoud Gérard, 2004). Ce souci de la durabilité est comme nous l'avons vu une vieille affaire que l'on ne peut pas aborder sans épaisseur historique. Les illustres ancêtres comme Colbert ou Duhamel du Monceau sont encore une source d'inspiration pour les sylviculteurs français.

Mais si cette histoire riche et mouvementée fait la fierté des forestiers français, sans doute est-elle aussi parfois difficile à porter et à assumer. Sans y renoncer, le forestier devrait peut-être abandonner la posture techniciste et rassurante qu'il s'est forgée au fil des siècles et qui l'empêche aujourd'hui de dialoguer avec les non-initiés. Peut-être faut-il « demander aux ingénieurs forestiers de 'lâcher prise' sur les bases mêmes de leur légitimité : réglementaire, technique, scientifique » (Chauvin Christophe et Piroche Jean-Noël, 2004). Nous rejoignons totalement ces auteurs lorsqu'ils prônent « une forêt un peu moins strictement bornée, un peu plus floue, qui pourra progressivement s'intégrer aux territoires ». L'histoire des aménagements renvoie inévitablement à celle des forestiers et l'on constate qu'ils ont fondé toute leur politique sur une posture de « gardien du temple » (Boutefeu Benoît, 2003), ou « gardien du trésor » (Chauvin Christophe et Piroche Jean-Noël, 2004). Cette position n'est plus tenable aujourd'hui mais il ne faudrait pas pour autant jeter trop rapidement l'opprobre sur les forestiers d'aujourd'hui. Les travaux en sciences humaines et sociales dans ce domaine ne peuvent pas se contenter d'émettre des critiques mais doivent aussi proposer des outils au service du gestionnaire. C'est en tout cas notre conception de la recherche. Nous ne faisons que nous inspirer nous aussi de l'histoire

forestière et de certains de ses acteurs comme Frédéric Le Play. Nous appelons ainsi de nos vœux une « ingénierie sociale » (Kalaora Bernard, 1995) qui réunirait gestionnaires et chercheurs autour d'interrogations partagées.

## Remerciements

L'auteur tient à remercier Paul Arnould pour sa relecture attentive et ses conseils pertinents

## Biographie

Benoît Boutefeu est ingénieur des travaux des eaux et forêt. Après avoir travaillé en direction départementale de l'agriculture et de la forêt de Haute-Saône (France), il mène actuellement une thèse sur les fonctions sociales de la forêt. Ce doctorat, financé par l'Office National des Forêts, est conduit sous la direction de Paul Arnould au sein de l'École Normale Supérieure Lettres et Sciences Humaines à Lyon.

## Bibliographie

- Arnould Paul (2001) : « l'administration des forêts », in *Guide Gallimard la France des forêts*. Paris, Gallimard, pp.24-25
- Arnould Paul (2002) : « Histoire et mémoire des aménagements forestiers », *Ingénierie Eau Agriculture Territoires numéro spécial Aménagement Forestier*. Antony, Cemgref éditions, pp.9-20
- Badré Michel et Descamps Henri (2005) : « Entretien avec Michel Badré : la forêt au rythme des sciences et de la société », *Natures Science Sociétés* n° 13, pp. 428-436
- Bartenstein Kristin (2005) : « Les origines du concept de développement durable », *Revue juridique de l'environnement* n°3, p. 289-297.
- Bourgenot Louis (sous la direction) (1987) : *Les eaux et forêts du 12<sup>e</sup> au 20<sup>e</sup> siècle*. Paris, Editions du CNRS, 767 p.
- Boutefeu Benoît (2003) : *Perceptions et représentations du métier de forestier. Enquête au sein de l'Office National des Forêts à Rambouillet*. Mémoire du DEA « Environnement : Milieux Techniques et Sociétés », réalisé sous la direction de Paul Arnould. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle, 105 p.
- Boutefeu Benoît et Arnould Paul (2006) : *Le métier de forestier : entre rationalité et sensibilité*. Article en cours correction pour la revue forestière française.
- Bredif Hervé et Boudinot Pierre (2001) : *Quelles forêts pour demain ? Eléments de stratégie pour une approche renouvelée du développement durable*. Paris, L'Harmattan, 249 p.
- Bredif Hervé. et Ollagnon Henry. (1997) : *Gestion durable des forêts : la France à l'heure des choix*. Paris, AFOCEL, 85 p.
- Buttoud Gérard (1983) : *L'État forestier. Politique et Administration des forêts dans l'histoire française contemporaine*. Thèse d'État de l'Université de Nancy II, Nancy, INRA-Laboratoire d'Economie Forestière de l'École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, 691 p.
- Buttoud Gérard (sous la direction) (2004) : « Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : où en est-on ? », numéro spécial de la *revue forestière française*, n°5, 2004. Nancy, ENGREF, pp. 361-502
- Carbiener Didier (1995) : *Les Arbres qui cachent la Forêt. La gestion forestière à l'épreuve de l'écologie*. Aix-en-Provence, Edisud, 243 p.
- Chauvin Christophe et Piroche Jean-Noël (2004) : « Gestion forestière et ingénierie écologique », *Ingénieries Eau Agriculture Territoires numéro spécial Ingénierie écologique*. Antony, CEMAGREF Editions, pp. 37-45
- Corvol Andrée (1987) : *L'homme au bois : histoire des relations de l'homme et de la forêt*. Paris, Fayard, 585 p.
- Corvol Andrée (sous la direction) (1995) : « La nature hors des villes. Les forêts péri-urbaines », *Cahiers d'Etudes Forêt Environnement et Société XVI-*

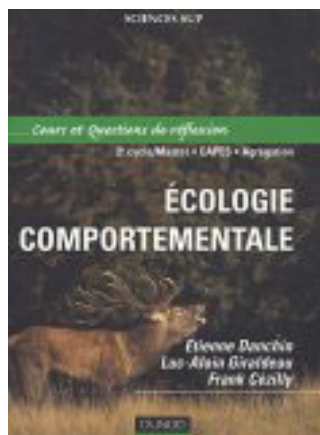
<sup>74</sup> Cf. à ce sujet le colloque « Forêts Modèles » qui s'est tenu à Nancy du 9 au 10 mars 2005 (Actes non publiés)

- XX siècle. Paris, CNRS et Institut d'Histoire Moderne et Contemporaine, 91 p.
- Deffontaines Pierre (1969) : *L'homme et la forêt*. Paris, Gallimard, 186 p.
- Degron Robin (1999) : *Forêts, Temps et Sociétés. La conversion forestière de Lorraine : bilan, contrastes, rythmes et ruptures*. Thèse de doctorat (sous la direction de Husson Jean-Pierre) en Géographie Humaine de l'Université de Nancy II, Nancy, Facultés des lettres et sciences humaines, 483 p.
- Demesse Nicole, Persuy Alain et Fischer Roger (1976) : *France, ta forêt fou le camp !* Paris, Stock, 236 p.
- Deuffic Philippe, Granet Anne-Marie et Lewis Nathalie (2004) : « Forêt et société : une union durable. 1960–2003. Evolution de la demande sociale face à la forêt », in *Rendez-vous techniques*. Fontainebleau, ONF, pp. 10-14
- Dobré Michelle (1995) : *L'opinion publique et l'environnement*. Orléans, IFEN, 95 p.
- Dobré Michelle (2005) : *Les Français et la forêt en 2004. Enquête ONF. Communication personnelle faite le 10 juin 2005 lors de la restitution des résultats de l'enquête sociologique sur les Français et la forêt*. Paris, ONF, non paginé.
- Dubourdieu Jean (1997) : *Manuel d'aménagement forestier : gestion durable et intégrée des écosystèmes forestiers*. Paris, Office National des Forêts, Editions Lavoisier, 244 p.
- Duchiron Marie-Stella (1994) : *Gestion des futaies irrégulières et mélangées*. Chez l'auteur, 280 p.
- Dupuy Michel (1997) : « Le recours aux exotiques », in *La forêt, perceptions et représentations* (sous la direction de Corvol Andrée, Arnould Paul et Hotyat Micheline). Paris, L'Harmattan, pp. 313-322
- ECOFOR (2002) : *Aménagement forestier. Actes du séminaire national « Forêts-Territoires-Multifonctionnalités : quels défis pour l'aménagement forestier ? »* organisé à Tours par le GIP ECOFOR les 6 et 7 novembre 2001. Actes publiés dans le numéro spécial 2002 de la revue « Ingénieries Eau Agriculture Territoires ». Antony, Cemagref, 160 p.
- Eizner Nicole (1995) : « La forêt archétype de la nature », in *La Forêt, les savoirs et le citoyen. Regards croisés sur les acteurs, les pratiques et les représentations* (coordonné par l'ANCR). Le Creusot, Editions ANCR, pp. 17-20
- Fritsch Philippe (1995) : « Les séries artistiques dans la forêt de Fontainebleau : genèse d'une perception », in *La forêt, perceptions et représentations* (sous la direction de Corvol Andrée, Arnould Paul et Hotyat Micheline). Paris, L'Harmattan, pp. 205-218
- Gadant Jean (1987) : « Livre V : Les Eaux et Forêts de 1914 1965 » in *Les Eaux et Forêts du 12<sup>e</sup> au 20<sup>e</sup> siècle* (sous la direction de Bourgenot Louis). Paris, Editions du CNRS, pp. 595-701
- Garin Christine (2004) : « Les Parisiens rêvent d'une ville plus verte et préservée », *journal le Monde*, édition du 23 septembre 2004.
- Harrison Robert (1992) : *Forêts : essai sur l'imaginaire occidental*. Paris, Flammarion, 398 p.
- Kalaora Bernard (1981) : *Le musée vert ou le tourisme en forêt. Naissance et développement d'un loisir urbain, le cas de la forêt de Fontainebleau*. Paris, Editions Anthropos, 302 p.
- Kalaora Bernard (1995) : *De la nature à l'environnement, itinéraires d'un chercheur. Thèse présentée pour l'habilitation à diriger les recherches*. Pau, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 171 p.
- Kalaora Bernard et Poupardin Denis (1984) : *Le corps forestier dans tous ses états : de la restauration à la belle époque*. Orléans, INRA, Laboratoire de recherches et d'études sur l'économie des industries agricoles et alimentaires, 189 p.
- Kalaora Bernard et Savoye Antoine (1986) : *La forêt pacifiée, sylviculture et sociologie au XIX<sup>e</sup> siècle*. Paris, L'Harmattan, 132 p.
- Lebaron Emmanuel (2003) : *L'accueil du public en forêt dans le département de la Vienne, mémoire de fin d'études de la Formation des Ingénieurs Forestiers*. Nancy, ENGREF, 69 p. (hors annexes)
- Lebreton Philippe (2002) : *L'homme et les résineux*. Lyon, ARPPAM Editions, 143 p.
- Lacombe Eric (1984) : *L'école d'ingénieurs forestiers des Barres : 1884-1984*. Nogent sur Vermisson, Association du centenaire de l'Ecole Nationale des Ingénieurs des Travaux des Eaux et Forêts, 235 p.
- Lanly Jean-Paul et al. (coordonnée par) (2002) : *Cahiers du Conseil Général du GREF n° 63. Dossier : la forêt*. Paris, ENGREF, 76 p.
- Larrère Raphaël, Nougarede Olivier (1993) : *L'Homme et la forêt*. Paris, Gallimard, 128 p.
- Larrère Raphaël (1985) : « L'harmonie hydrovégétale et météorologique. L'utopie forestière de Rauch », in *Milieux La forêt, le Play, Rauch, Crétiens et Cagots, Bûcherons et Syndicalistes, Technocrates et Ecologistes*. Le Creusot, Ecomusée de la communauté Le Creusot/Monceau les Mines, Institut Jean-Baptiste Dumay, pp.39-45
- Laverne Xavier, Leynaud Germain, de Crécy Louis, Bazire Pierre, Chevalier Yves, Milton Jacques et Bétolaud Yves (2001) : « Des officiers aux ingénieurs des Eaux et forêts : de la diversité à la diversification des missions », in *Des officiers royaux aux ingénieurs d'Etat dans la France Rurale* (œuvre collective, AIGREF), Paris, Editions TEC & DOC, pp. 84-125
- Lefebvre Raymond (1987) : « Livre I : les services forestiers et la féodalité (avant 1515) », in *Les Eaux et Forêts du 12<sup>e</sup> au 20<sup>e</sup> siècle* (sous la direction de Bourgenot Louis). Paris, Editions du CNRS, pp. 77-110
- Léonard Jean-Pierre (1999) : *Contribution à la typologie des principaux systèmes forestiers. Essai de classification physionomique de forêts à partir de facteurs sociétaux générateurs*. Thèse de doctorat de géographie tropicale (sous la direction de Monnier Yves). Bordeaux, l'Université Michel de Montaigne, 472 p.
- Maresca Bruno (2001) : *La fréquentation des forêts publiques en Île-de-France*. Département Evaluation des Politiques Publiques du CREDOC, 39 p.
- Marion Jacques (2004) : « A travers le vingtième siècle avec le Vade-mecum du forestier de la Société Forestière de Franche-Comté », *Bulletin de la Société Forestière de Franche-Comté* n° 3, pp. 767-787
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Inventaire Forestier National (2000) : *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. Document français de mise en œuvre des décisions des pays participants aux conférences ministérielles pour la protection des forêts en Europe*, 144 p.
- Nougarede Olivier (1995) : « Paysans et forestiers », in *La Forêt, les savoirs et le citoyen. Regards croisés sur les acteurs, les pratiques et les représentations*. Le Creusot, Editions ANCR, pp. 273-282
- Otto Hans- Jürgen (1998) : *Ecologie forestière*. Nancy, Institut pour le Développement Forestier, 397 p.
- Peyron Jean-Luc (sous la dir.) (1999) : *Numéro spécial de la Revue Forestière Française : L'aménagement forestier, hier, aujourd'hui, demain*. Nancy, ENGREF, 360 p.
- Puyo Jean-Yves (1996) : *Aménagement forestier et enjeux scientifiques en France, de 1820 à 1840*, thèse de doctorat en géographie (sous la direction de Berdoulay Vicent). Pau, Université de l'Adour, 601 p.
- Puyo Jean-Yves (2001) : « Enseignement forestier et sciences sociales : ' le grand nulle part (1824-1914)' », *Les études sociales*, n°34. Société d'économie et de sciences sociales, pp.7 -22
- Rameau Jean-Claude (coordinateur) (1996) : *Numéro spécial : la gestion durable des forêts tempérées*. Nancy, ENGREF, 252 p.
- Ressources Naturelles Canada (2003) : *Le programme de forêts modèles du Canada. L'avancement de l'aménagement durable des forêts depuis la base*. Ottawa, Secrétariat des forêts modèles, 31 p.
- Riethmüller Thomas (2003) : *Les chartes forestières de territoire : un premier bilan au niveau national*, Mémoire de fin d'étude d'Ingénieur Forestier (sous la direction de Chauvin Christophe). Nancy, ENGREF, 114 p.
- Valeix Jacques et Maître Henri Félix (2004) : « La forêt, source de vie. compte rendu du XII<sup>e</sup> congrès forestier mondial (Québec, 21 au 28 septembre 2003) », *Nature Sciences Sociétés* vol. 12 n° 4, p.445-448
- Viard Jean (2002) : *Le sacre du temps libre : la société des 35 h*. La Tour d'Aigues, Editions de l'Aube, 219 p.
- Westoby Jack (1989) : *Introduction to world forestry*. Blackwell publishers, 320 p.

## J'AI LU

### Écologie comportementale

Étienne Danchin, Luc-Alain Giraldeau et Frank Cézilly  
Éditions Dunod, 2005  
Collection Sciences SUP  
Paris, France, 637 pages



Comment les oiseaux savent-ils quand et comment construire leur nid? Pourquoi un écureuil crie-t-il à l'approche d'un prédateur, au risque d'attirer l'attention sur lui-même? Pourquoi les oiseaux forment-ils des couples qui perdurent alors que seul le cerf dominant d'un groupe s'accouple avec toutes les femelles?

Tout un chacun s'est posé ce genre de question un jour ou l'autre.

L'écologie comportementale est un sujet passionnant, tout à fait accessible et au cœur même de tant de questions cruciales sur la vie animale. Ce livre, bien qu'académique et destiné aux étudiants des cycles supérieurs, permet à tous les passionnés de la question, grâce aux premiers chapitres, de comprendre l'écologie comportementale depuis ses tous premiers balbutiements.

Les premiers chapitres sont en effet consacrés à l'histoire de l'écologie comportementale ainsi qu'aux méthodes scientifiques qu'elle utilise. Par la suite, les différents chapitres reprennent les grands thèmes de la vie d'un animal tels que la recherche de nourriture, la sélection sexuelle, la reproduction, la dispersion. Agrémentés de maints exemples, tableaux et graphiques, les propos sont clairs et posés dans un ordre logique. Les lecteurs plus avertis apprécieront la bibliographie tout à fait à jour, et le côté exhaustif de l'ouvrage. Car le texte ne fait pas que poser théoriquement les faits, il les place dans leur contexte évolutif et explique du coup tout un pan de l'écologie.

Particulièrement intéressante, la dernière partie porte sur les applications et implications pour les humains et leurs activités. On oublie trop souvent qu'on fait aussi partie de la nature.

Catherine Limoges  
Institut des sciences de l'environnement  
Université du Québec à Montréal

### Un focus : La santé

#### Une approche écosystémique

Jean Lebel  
CRDI, 2003,  
Ottawa, Canada, 84 p.

Spécialiste en santé environnementale, Jean Lebel, est actuellement directeur du programme Environnement et gestion des ressources naturelles (EGRN) au Centre de recherches pour le développement international (CRDI). Il dirigeait auparavant, pour le même Centre, l'initiative de programme Écosystème et santé humaine. En avril 2001, on le couronnait du premier Prix Reconnaissance UQAM, de la Faculté des sciences, pour avoir « fait œuvre de pionnier en aidant les pays en développement à préserver l'équilibre de leurs écosystèmes et à assurer la santé de leurs populations ».



Son ouvrage, *Un focus : LA SANTÉ Une approche écosystémique*, nous plonge dans un cadre de recherche qui se veut transdisciplinaire et qui questionne, à la fois, le regard que l'on peut poser sur des problèmes de santé environnementale.

L'approche écosystémique ou Écosanté reconnaît qu'il y a des liens étroits entre les humains et leur environnement biophysique, social et économique et que ces liens ont des répercussions sur la santé des individus et des populations. L'approche nous renvoie à

la coordination d'acteurs pluridisciplinaires : décideurs politiques, chercheurs scientifiques, organisations de base et communautés. En les réunissant ensemble autour d'un problème commun, le chercheur pourra trouver l'origine d'un problème de santé publique et mieux cerner ce dernier pour trouver des solutions adéquates pour y remédier.

Le livre est agrémenté de plusieurs études de cas, le lecteur pourra non seulement comprendre les mécanismes d'appropriation de ce cadre de recherche, mais aussi comprendre les applications de cette méthode dans différents pays du monde. Les exemples renforcent cet ouvrage, mais le chercheur devra se référer aussi aux multiples documents sur la question en se référant au site Web du Centre de recherches pour le développement international pour compléter sa compréhension de l'approche écosystémique. L'ouvrage s'accompagnerait bien d'un deuxième tome qui aborderait la question de la communication interculturelle dans un contexte d'études scientifiques sur le terrain. Un chercheur qui n'a jamais mis pied dans des projets de développement international et qui veut adopter ce cadre de travail aurait tout à gagner de bien



comprendre la culture du pays d'accueil pour exceller dans ses recherches. Cette connaissance de base sur la compréhension interculturelle est, sans contredit, le préalable pour être en mesure d'y mobiliser tous ces acteurs dans un objectif commun et mettre en application cette approche.

Pour en savoir plus, les lecteurs pourront le commander ou trouver l'ouvrage en ligne à l'adresse suivante dans les publications du Centre de recherche pour le développement international (CRDI) : [http://web.idrc.ca/fr/ev-29393-201-1-DO\\_TOPIC.html](http://web.idrc.ca/fr/ev-29393-201-1-DO_TOPIC.html)

Chantal Godin  
Maîtrise en géographie,  
Université Laval

### **La vie n'est pas une marchandise. Les dérives des droits de propriété intellectuelle.**

Vandana Shiva. 2001.

Collection « Enjeux Planète »,

Éditions Écosociété, Montréal, 159 pages.

En 1988, l'entreprise texane *Grace* brevetait *Margosan-O*, un pesticide extrait des graines du margousier (*Azadirachta indica*). Or des milliers d'Indiens fabriquaient déjà un produit du même genre, cela depuis plus de 2000 ans. Dans son livre, Vandana Shiva donne plusieurs autres exemples de ce type. Selon elle, le brevetage du vivant, qui a fait son apparition dans les années 1980, a créé de nombreuses injustices. En fait, de plus en plus d'entreprises profitent comme *Grace* d'un système de protection des droits de propriété intellectuelle déséquilibré en faveur des Occidentaux. Un système qui « fait circuler librement et sans protection les connaissances et les ressources du sud riche en capital génétique vers le nord riche en capital financier alors que le flux de connaissances et de ressources est protégé dans la direction inverse ». L'auteure, écologiste de renommée internationale, plaide donc pour une modification du système. Selon elle, sa nouvelle version devra répondre à trois grands impératifs : « l'éthique et l'écologie, la reconnaissance de la créativité sociale ainsi que l'équité économique ». Sans cela, les pays du Nord continueront de « biopirater » ceux du Sud, la liberté de choix des consommateurs et des agriculteurs sera amoindrie et les conflits entre bien privé et bien public feront d'autres victimes.

Marie-Hélène Croisetière  
Université de Montréal

### **L'état de la planète 2005 – Redéfinir la sécurité mondiale**

Institut Worldwatch

Éditions Association L'état de la planète, 2005

Genève, 265 p.

Nombreuses sont les organisations internationales qui ont pignon sur rue à Washington. Toutefois, à quelques pâtés de maison de la Maison Blanche, des Institutions de Bretton Woods ou de la

Réserve fédérale américaine, l'Institut Worldwatch diffuse de l'information rafraîchissante pour transiter vers une société soutenable pour l'environnement et juste socialement. Depuis 1974, l'Institut Worldwatch scrute divers thèmes d'actualités afin de les passer sous la grille d'analyse des critères du développement durable.

La publication phare de l'Institut est sans nul doute *L'état de la planète*, une publication annuelle depuis plus de 20 ans. L'édition 2005 sous le titre *redéfinir la sécurité mondiale*, se veut un rapport qui creuse à la racine de l'insécurité mondiale. À travers de nombreux exemples, les conflits d'actualité présentés dans les différents médias sont discutés sous une nouvelle perspective. Par exemple, le conflit Israélo-palestinien est analysé sous l'angle de l'accès à l'eau du Jourdain, le conflit au Darfour est lié aux épisodes de maladies infectieuses et la grippe aviaire prend la forme d'une menace à la sécurité alimentaire des petits producteurs.

L'ouvrage contient une préface de Mikhaïl Gorbatchev, maintenant président-fondateur de la Croix verte internationale, une ONG au long mise sur pied suite au Sommet de la Terre des Nations Unies à Rio de Janeiro en 1992. Celui-ci identifie trois défis, liés les uns aux autres, auxquels le monde fait face aujourd'hui ; la sécurité, la pauvreté et le sous-développement ainsi que la durabilité environnementale. L'ex-président de l'Union soviétique invite le lecteur à aller au-delà du rapport annuel et à s'investir dans la société civile, une condition essentielle selon lui à la construction d'un monde durable.

Le premier chapitre de l'ouvrage propose de se réapproprier la notion de sécurité afin d'éviter la militarisation qui lui est associée et privilégier une sécurité préventive. L'auteur soutient que le terrorisme n'est rien d'autre que le symptôme d'un vaste ensemble de préoccupations et d'inquiétudes. Dans ce contexte, la mise en application de principes comme celui de précaution en environnement, de prévention en santé ou de coopération deviennent donc plus pertinent que jamais. L'insécurité mondiale provient de l'accès à l'armement, mais elle a aussi un autre visage, celui de la compétition pour les ressources, la détérioration de l'environnement, les maladies infectieuses récurrentes, la pauvreté, la disparité croissante dans la répartition des richesses ou les pressions démographiques qui accentuent les conflits. L'auteur rappelle que la sécurité n'est pas que nationale, dans un monde en voie de globalisation, la sécurité dépasse les limites frontalières des nations et nécessite une approche multilatérale et même planétaire qui favorise l'aide et la coopération internationale.

Les chapitres suivants décortiquent les rapports entre la démographie et la sécurité, l'importance de maîtriser les maladies infectieuses pour la sécurité mondiale et la notion de sécurité alimentaire. De nombreux exemples de conflits dans le monde illustrent les thèses soutenues par les différents auteurs des chapitres. Des faits intéressants ressortent, notamment que la mortalité infantile est le meilleur indicateur d'instabilité à travers

le monde ou qu'à court terme la maladie traditionnelle la plus inquiétante est la grippe.

Le cinquième chapitre ramène de l'optimisme face la multitude de menaces qui planent sur la sécurité de la planète. Les auteurs révèlent qu'en réunissant l'ensemble des données sur toutes les interactions liés à l'eau entre deux nations ou plus, la coopération est plus souvent au rendez-vous que la confrontation. Ils notent au passage, que la gestion de l'eau est par définition une gestion des conflits et que plus ce conflit est d'ordre national, moins il risque d'être violent. L'opposé est par contre tout aussi vrai, que les conflits locaux sur la gestion de l'eau sont souvent les plus violents.

Le rapport aborde par la suite le sujet incontournable derrière les enjeux de sécurité, et l'intervention américaine en Irak en est l'exemple parfait, l'or noir. Les auteurs brossent un portrait exhaustif du pétrole dans le temps et dans l'espace. L'argumentaire bien soutenu des auteurs est, que pour la santé de l'économie mondiale, pour la sécurité nationale et la sûreté individuelle et la stabilité du climat, il est impératif de cesser notre dépendance au pétrole. La suite du rapport aborde le désarmement des sociétés d'après-guerre et propose la paix par la coopération environnementale. Le concept est de mobiliser les nations autour de la sécurité environnementale, puisque les crises d'ordre militaires sont souvent suivies de crises d'ordre environnementales. Enfin, un dernier chapitre élabore les fondations pour la paix. Les auteurs relèguent plusieurs responsabilités à l'ONU et l'atteinte des objectifs du millénaire. Les auteurs privilégient l'harmonisation des activités onusiennes avec celles des grandes institutions internationales telles que la Banque mondiale, le Fonds monétaire international et l'Organisation mondiale du commerce. Une réforme et plus de transparence de la part de ces organismes sont aussi suggérées. Enfin, l'engagement de la société civile est retenu comme une condition essentielle pour réaliser un monde plus sûr et pacifique.

En lisant ce plaidoyer pour la paix en aval de la 60<sup>e</sup> conférence des Nations Unis, le lustre de ce qui est proposé est quelque peu terni par le manque de volonté, surtout de l'administration américaine, de répondre favorablement à la réforme de l'ONU souhaitée par Kofi Annan. Le ton de *L'état de la planète 2005* est quelquefois plus près de l'éditorial ou du plaidoyer que de l'article scientifique, ou même journalistique, ce qui d'un côté allège la lecture et la rend plus agréable. Il n'en demeure pas moins que les faits rapportés sont appuyés par des sources, souvent des agences onusiennes ou des organisations internationales, mais aussi des sources secondaires telles que des articles de journaux. La pertinence d'une équipe d'auteurs-chercheurs multidisciplinaires ne fait aucun doute. Cependant, puisque chaque chapitre est rédigé par des auteurs différents, la ligne directrice est quelques fois très large. Il aurait été souhaitable que le dernier chapitre du rapport soit davantage une synthèse. Enfin, comme il s'agit d'une mine d'informations sur plusieurs sujets d'actualités, l'absence d'un index pour consulter

l'ouvrage ultérieurement sur un sujet précis lui retire un peu de son intérêt d'utilisation comme ouvrage de référence.

Sachez que l'achat de la traduction française permet de financer la traduction des publications du Worldwatch Institute et leur diffusion ainsi que la production d'enquête sur l'environnement et le développement durable.

[www.worldwatch.org](http://www.worldwatch.org) et [www.delaplanete.org](http://www.delaplanete.org)

Jean-François Ouellet  
Institut des sciences de l'environnement  
Université du Québec à Montréal

## Les Éditions en Environnement VertigO

### La revue électronique en sciences de l'environnement VertigO

La revue électronique **VertigO**, fondé en avril 2000, s'est donnée pour mandat la promotion et la diffusion, au sein de la francophonie, de recherches et d'opinions scientifiques sur les problématiques environnementales. **VertigO** privilégie la diffusion de savoirs critiques, de travaux et résultats de recherche et de dossiers d'actualité. La revue rejoint une grande diversité d'acteurs sociaux au sein de la francophonie qui oeuvrent en environnement.

La revue électronique en sciences de l'environnement VertigO désire répondre à quatre objectifs principaux : éduquer, former, informer et communiquer.

#### Éduquer en créant des liens avec les institutions d'éducation et de formation.

En collaboration avec les programmes universitaires, la revue permet la diffusion de travaux de recherche d'étudiants universitaires tout en offrant un support à la rédaction scientifique. Les publications étudiantes sont soutenues par des articles provenant de chercheurs seniors.

#### Former en offrant des stages d'immersion et une littérature scientifique francophone

La revue accueille des stagiaires dans le cadre de ses activités afin d'offrir une immersion dans le domaine de l'édition scientifique électronique. Les articles publiés servent de support académique. Enfin, VertigO désire, en partageant son expertise, favoriser la création de revues électroniques autonomes au sein de la francophonie.

#### Informer en diffusant des articles scientifiques et d'information

La revue accueille, sans barrière disciplinaire, des travaux provenant d'une grande variété de disciplines notamment des sciences sociales et de la nature, du droit, de la philosophie et des sciences de la santé. Ces travaux proviennent d'une grande diversité d'auteurs (universitaires, organismes non gouvernementaux en environnement, instituts de recherche indépendants, consultants privés) oeuvrant en sciences de l'environnement.

#### Communiquer en créant un lieu d'échanges accessible au plus grand nombre.

La revue travaille à l'émergence d'un réseau de revues électroniques en environnement afin de favoriser la rencontre d'un bassin critique de lecteurs, la création de forums et autres activités à caractère scientifique (séminaires électroniques, colloques, etc.).