

Séminaire de l'ATI « Aires protégées » Parc naturel régional du Queyras – France 28-30 novembre 2006

« LES AIRES PROTEGEES, ZONES D'EXPERIMENTATION DU DEVELOPPEMENT DURABLE ? »

CATEGORIE DE VISITEUR ET TYPES DE VISITE	ENTREE	VISITE	NOCTURNE
ADULTES ETRANGERS RESIDENTS (JANVIER - 31 AVRIL)	40 000	6 000	3 000
ADULTES ETRANGERS RESIDENTS (MAY - 31 AVRIL)	20 000	3 000	1 500
ADULTES ETRANGERS NON RESIDENTS (JANVIER - 31 AVRIL)		10 000	4 000
ADULTES ETRANGERS NON RESIDENTS (MAY - 31 AVRIL)		3 000	1 500
ADULTES NATIONALS	20 000	3 000	1 000
JEUNES NATIONALS (18 ANS et moins)	10 000	1 500	750
ENFANTS (DE 0 A 7 ANS)	GRATUIT	GRATUIT	GRATUIT
ELVES EN EXCURSION		5 000	
SAFARI PEDESTRE		15 000	
SAFARI IVRT		1 000	
PECHE SPORTIVE		3 000	
VEHICULES PARTICULIERS	GRATUIT	GRATUIT	GRATUIT
VEHICULES AGENCE DE TOURISME		10 000	
FILMAGE PROFESSIONNEL		150 000	

A PARTIR DE 2006, LE PARC W RESTE OUVERT TOUTE L'ANNEE!

Photo : Estienne Rodary

Recueil des contributions

Coordination :
Catherine Aubertin
Florence Pinton
Estienne Rodary

Diffusion restreinte aux participants

Histoire et objectifs de l'Action transdépartementale incitative (ATI) « Aires protégées » de IRD 2004-2005-2006

Catherine Aubertin, Florence Pinton et Estienne Rodary

La prise de conscience des problèmes environnementaux au niveau global et la diffusion du concept de « développement durable » se sont accompagnées d'un réajustement, chez les experts de la conservation et les gestionnaires des espaces protégés, de leurs modes d'action sur la nature.

La mise en place sur trois ans de l'ATI vise à constituer un réseau de recherche comparatif et prospectif sur les aires protégées. Son ambition est d'évaluer les convergences et les tensions qui s'affirment entre les exigences du développement durable et la définition des objets et objectifs de la conservation tant au niveau global qu'au niveau local .

La formation est un autre objectif essentiel de cette ATI. Les associations entre sciences biologiques et sciences humaines permettront de proposer des co-encadrements d'étudiants, de monter des modules de formation universitaire et d'animer une école thématique

Le thème des aires protégées requiert des analyses comparatives et interdisciplinaires. Cette ATI doit permettre à l'IRD de valoriser la diversité de ses implantations et coopérations régionales, comme celle des appartenances disciplinaires de ses chercheurs, pour décliner le problème de la conservation sous des angles à la fois biologiques, sociaux et politiques. Le soutien à la recherche, la valorisation des travaux réalisés ainsi que la confrontation des chercheurs et des équipes liées au programme de l'ATI font partie des missions de cette dernière.

Ce chantier interdisciplinaire traite les trois questions suivantes :

- Quels sont les enjeux biologiques de la conservation ?
- Comment intégrer les activités humaines dans la conservation ?
- Dans le cadre du développement durable, quelle est l'adéquation entre aires protégées et conservation ?

Ces questions transversales sont appliquées à quatre études de cas sur différents types d'écosystèmes et dans différentes régions tropicales, chaque étude étant placée sous la responsabilité d'un chercheur : Amazonie, savanes africaines, Madagascar, aires marines protégées.

Pour réunir les conditions d'une approche comparative et de mise en oeuvre de l'interdisciplinarité, il a été proposé d'appliquer à chaque étude de cas une grille de lecture commune. Cette grille se décline selon un axe temporel : l'histoire, l'état des lieux et enfin les projets en construction (passage de la connaissance à l'action). Cette grille a constitué une étape essentielle pour structurer les analyses et nourrir l'approche comparative.

LE COLLOQUE DE LANCEMENT de l'ATI a eu lieu au centre de l'IRD à Orléans en décembre 2004. Il a bénéficié de l'appui d'un comité scientifique et a réuni environ une cinquantaine de chercheurs. Les différents exposés se devaient de suivre la grille de lecture

proposée. Ils ont permis au Comité scientifique de définir un cadre d'analyse général, comme guide de questions de recherches à soutenir :

Cadrage de l'ATI par le Comité scientifique (décembre 2005)

* la fonction sociale du chercheur en tant que producteur de connaissance : nous nous interrogeons sur le passage de la connaissance à l'action, en insistant d'une part sur la nécessité d'une approche critique des concepts et indicateurs utilisés dans le milieu des aires protégées, et d'autre part sur la nécessité de se rapprocher des gestionnaires ;

* les changements globaux : il s'agit de mieux prendre en compte le temps long, la durabilité des systèmes naturels et sociaux, de réfléchir sur les processus externes aux aires protégées qui influent néanmoins sur leurs dynamiques, sur les relations dehors-dedans (phénomènes de bio-invasions, suivi de la santé animale et végétale...);

* le couple conservation/développement : certains courants considèrent aujourd'hui que la fonction de l'aire protégée est aussi de produire ; si la conservation est une conséquence des excès du capitalisme, le développement durable doit s'inscrire dans un nouveau paradigme étranger au binôme conservation/destruction et tendant idéalement vers zéro pourcent d'aires protégées : la conservation ne se fait pas uniquement dans les aires protégées mais à travers des changements de pratique ou la requalification d'activités de production. On ne peut toutefois nier que, pour certaines espèces et certains milieux, des espaces spécifiques resteront toujours nécessaires ;

* actions collectives et modalités de gestion : comment s'organisent la participation, et la concertation, quelle est l'échelle pertinente de gestion des projets, comment se fait la répartition des responsabilités entre public/privés/ONG/communautés. Enfin, la gestion biologique ne doit pas disparaître derrière la « gouvernance » : de nombreuses questions subsistent et les données de base manquent.

Par ailleurs, les différents exposés ont permis aux organisatrices du séminaire de repérer des axes transversaux de recherche, ceci afin d'encourager les porteurs de projet à favoriser des rapprochements entre équipes. Les axes identifiés sont les suivants :

- **Interactions populations locales / conservation et développement durable** : il s'agit de mieux comprendre comment les populations locales s'approprient les enjeux de conservation et répondent aux objectifs du développement durable. Finalement, comment se construit ou se redéfinit le « local » face aux politiques environnementales ?

- **Aires protégées transfrontalières** : depuis le congrès de Durban, on reconnaît la nécessité de définir des politiques de conservation transnationales pour répondre à l'évolution des modèles biologiques de la conservation. Les aires transfrontalières se trouvent de fait instrumentalisées au service d'enjeux géopolitiques qu'il s'agit de décrypter. Une comparaison entre le parc national de Guyane/parc national brésilien des Tumucumaques et le parc du W (Afrique de l'Ouest) s'avèrerait pertinente.

- **Concepts et travaux menés en écologie et biologie de la conservation :** l'émergence des concepts de corridor, de réseau écologique, d'écotone, de région biogéographique dans les instances de la conservation internationale, dans les milieux scientifiques, et leurs transferts dans les politiques d'environnement méritent examen. Les aires transfrontalières sont souvent justifiées par ces approches.

- **Interrelations entre plantes invasives / plantes protégées / plantes menacées et pratiques locales :** il s'agit de clarifier les relations entre des activités locales de production et des schémas de conservation pour mieux maîtriser les processus de requalification de ces mêmes activités. Ce que l'on qualifie de bio-invasion constitue un autre volet des dynamiques de co-évolution des pratiques et de la biodiversité.

LE DEUXIÈME COLLOQUE de l'ATI est un séminaire de travail qui a rassemblé les personnes qui ont participé à un des projets de recherche financés par l'ATI en 2005. Les chercheurs ont rendu compte des premiers travaux de leur équipe sur les axes transversaux tandis que des partenaires locaux ont été sollicités pour participer aux débats. La localisation africaine a permis d'accorder une place importante aux travaux africains portant sur les savanes et d'échanger des points de vue avec des responsables de programmes de conservation. **Ce séminaire a eu lieu à Ouagadougou (Burkina Faso), en novembre 2005.**

Il a permis de faire le point sur les études en cours, de définir les objectifs des derniers travaux à réaliser avant la fin de l'ATI et, surtout, de définir les axes structurants du colloque de clôture.

LE COLLOQUE DE CLÔTURE l'ATI sera d'envergure internationale. Il se déroulera du 28 au 30 novembre 2006 dans le parc naturel régional du Queyras (Hautes-Alpes, France). Sa thématique centrale portera sur **les aires protégées comme zones d'expérimentation du développement durable.**

Trois axes structureront les différentes communications :

• **1. Les connaissances mobilisées pour l'action**

La nature et l'évolution des connaissances (savoir scientifique, savoir technique, savoir local) produites et mobilisées pour justifier et organiser les aires protégées restent un enjeu à la fois scientifique et de politique publique. Quelle est la relation susceptible de lier un savoir global unifié et un savoir local particulier ? Quel est le degré de compatibilité entre un modèle théorique de conservation et une gestion traditionnelle ou communautaire de ressources naturelles ? La production de connaissances scientifiques dans le champ de l'écologie de la conservation, par exemple sur les notions de « *hot spots* » et de « *corridors écologiques* » et ses applications locales (zonage des territoires, mosaïques) posent ce genre de problème.

• **2. L'engagement des acteurs**

Les politiques liées à la conservation ou au développement durable s'appuient sur un grand nombre d'acteurs hétérogènes. Il s'agit de s'interroger sur le rôle accordé aux différents intervenants. Comment les acteurs sont-ils engagés dans la production de nouvelles connaissances et quels rapports le paysan, l'autochtone ou plus simplement celui qui présente une réelle proximité avec la nature, partagent-ils avec l'expert, le médiateur

ou le politique ? Les arrangements pour assurer le passage de la connaissance à l'action peuvent se décrire sous forme de lieux de rencontre et d'activités de médiation. De nombreux auteurs se réfèrent à la notion de participation comme norme centrale de l'intervention publique. Certains l'associent à une progression de la démocratie, d'autres préfèrent mettre l'accent sur une gestion communautaire et responsable des ressources naturelles, d'autres encore n'y voient que de l'ingérence écologique ou une entreprise de communication.

• 3. Dynamique des politiques de conservation.

La référence à la biodiversité comme « bien public mondial » est pleine d'ambiguïté. Le lien entre conservation et développement durable est d'autant plus intéressant à étudier que les travaux de l'ATI permettent d'envisager trois scénarios de gestion : (a) un retour à la conservation classique, (b) le recours aux solutions marchandes, (c) l'intégration et la disparition des aires protégées grâce à la généralisation des objectifs du développement durable.

a. Les aires protégées excluant les activités humaines connaissent un regain de légitimité en tant qu'outils de conservation. On observe une montée en puissance des ONG d'environnement dans les programmes de conservation qui s'accompagne d'un retour à une politique de préservation et à une réaffirmation de l'intérêt de la nature remarquable. Faut-il pour autant y voir un retour aux pratiques anciennes, un mouvement de balancier face aux excès des conceptions libérales de l'utilisation durable des ressources biologiques ?

b. Selon ces conceptions libérales, ces nouvelles aires protégées deviendraient des zones d'exclusion des populations, définies par contrat, voire par achat de droits de développement par des ONG de conservation auprès de populations locales ou d'autorités publiques. Finalement, ce type de conservation stricte n'est-il pas une forme aboutie de logique marchande portée par la mondialisation ?

c. Les travaux de l'ATI montrent aussi que la protection de la biodiversité est avant tout un choix politique qui compose avec des savoirs écologiques incertains et des logiques économiques conflictuelles. Ils montrent par ailleurs que l'écologie de la conservation s'interroge de plus en plus sur l'évaluation de l'efficacité des aires protégées et s'éloigne d'une vision à la fois fixiste et assiégée de la protection de la biodiversité. Il semble même admis que les aires protégées ne peuvent plus être déconnectées de la transformation globale des milieux et des sociétés. Comment alors prendre en compte, par exemple, la contamination des espèces à l'échelle globale (bio-invasion, diffusion des OGM, etc.), le changement climatique, les logiques industrielles d'exploitation des ressources. L'objet et l'échelle « aires protégées » sont-ils pertinents pour réfléchir sur les modes de conservation et l'instauration du développement durable ?

Sur l'ensemble de ces questionnements, la place du chercheur s'avère aujourd'hui cruciale. Les débats sur la conservation de la biodiversité touchent en effet deux questions au fondement de la démarche scientifique. Comment répondre de manière satisfaisante aux enjeux d'une science globale de la conservation quand l'histoire des disciplines a largement ignoré les rencontres entre local et mondial et entre biologique et social ? Comment construire un projet commun avec les acteurs, les politiques et les gestionnaires en favorisant une démarche susceptible de dépasser les clivages, parfois violents, qui ont jalonné l'histoire de la conservation ? Les travaux conclusifs de l'ATI tenteront de répondre à ces interrogations.

Liste des participants et co-auteurs

Hélène	André-Bigot	hab@ird.mg	IRD, BP 434, 101 Antananarivo, Madagascar
Fano	Andriamahefazafy	fanoandriamahefazafy@yahoo.fr	Université d'Antananarivo C3ED, FAC. DEGS BP 905, 101 Antananarivo, Madagascar
Gérard	Andriamandimby	andriamandimbyg@yahoo.fr	IRD, BP 434, 101 Antananarivo, Madagascar
Catherine	Aubertin	Catherine.Aubertin@orleans.ird.fr	IRD, 5 rue du Carbone, 45072 Orléans cedex 02
Chantal	Blanc-Pamard	chantal.blanc-pamard@ehess.fr	EHESS, CEAf, 96 bd Raspail, 75006 Paris
Marie	Bonnin	marie.bonnin@ird.fr	UVSQ, C3ED, 47 bd Vauban, 78047 Guyancourt cedex
Jean	Boutrais	boutrais@ehess.fr	MNHN, UR 169, 57, rue Cuvier, 75231 Paris cedex 05
Ambroise	Brenier	ambroiseb@hotmail.com	Centre de biologie et d'écologie tropicale et méditerranéenne, Université de Perpignan, 52 av Paul Alduy, 66860 Perpignan Cedex
Stéphanie	Carrière	stephanie.carriere@ird.fr	IRD, BP 434, 101 Antananarivo, Madagascar
Christian	Chaboud	Christian.Chaboud@mpl.ird.fr	IRD, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5
Jacques	Charme	dss@paris.ird.fr	IRD, DSS, 213 rue La Fayette, 75480 Paris cedex 10
Gilbert	David	gilbert.david@la-reunion.ird.fr	IRD de la Réunion, BP 492, 97492 Ste Clotilde
Esther	Emmanuelli	e_emmanue@yahoo.fr	22 av du Roussillon, 66450 Pollestres
Jocelyne	Ferraris	ferraris@univ-perp.fr	Centre de biologie et d'écologie tropicale et méditerranéenne, Université de Perpignan, 52 av Paul Alduy, 66860 Perpignan Cedex
Geoffroy	Filoche	geoffroyfiloche@yahoo.com	4 rue Menou, 44000 Nantes
Florence	Galletti	Florence.Galletti@ird.fr	IRD, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5
Dominique	Hervé	herve@mpl.ird.fr	IRD, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5
Marc	Hufty	marc.hufty@iued.unige.ch	20 rue Rothschild, case postale 136, 01211 Genève 21, Suisse
Gilles	Kleitz	Gilles.Kleitz@ecologie.gouv.fr	MEDD - DNP, 20 av de Ségur, 75302 Paris 07 SP
François-Michel	Le Tourneau	fmilt@fmlt.net	CNRS, CREDAL, 28 rue St Guillaume, 75007 Paris
Michel	Leenhardt	mleenhar@club-internet.fr	Monté Cristo, A résidence des îles, 20000 Ajaccio
Philippe	Méral	philippe.meral@c3ed.uvsq.fr	UVSQ, C3ED, 47 bd Vauban, 78047 Guyancourt cedex
Geneviève	Michon	Genevieve.Michon@mpl.ird.fr	IRD, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5
Florence	Pinton	Florence.Pinton@orleans.ird.fr	IRD, 5 rue du Carbone, 45072 Orléans cedex 02
Yveline	Poncet	Yveline.Poncet@orleans.ird.fr	IRD, 5 rue du Carbone, 45072 Orléans cedex 02
Christophe	Probst	christophe.probst@educagri.fr	Centre d'Expérimentation Pédagogique de Florac BP 35, 9, rue Célestin Freinet, 48400 Florac
Ando	Rabearisoa	andolandi@yahoo.fr	43 rue St Charles, 75015 Paris
Hervé	Rakoto	Herve.Rakoto@mshs.univ- poitiers.fr	Université de Poitiers, MSHS, 99 av du Recteur Pineau, 86022 Poitiers cedex
Estienne	Rodary	estienne.rodary@free.fr	IRD, 5 rue du Carbone, 45072 Orléans cedex 02
Yildiz	Thomas	thomas@cefe.cnrs.fr	CEFE-CNRS, UMR 5175, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5
Aurélie	Toillier	aurelie.toillier@ird.mg	14, rue Lagille, 75018 Paris

Programme des communications

MARDI 28 NOVEMBRE 2006

- **ACCUEIL**

9³⁰ Le représentant du Parc naturel régional du Queyras
Catherine Aubertin
Jacques Charmes
Yveline Poncet

- **OUVERTURES**

Séance animée par **Catherine Aubertin**

10⁰⁰ **Gilles Kleitz**

Vers l'émergence d'une politique des grandes infrastructures naturelles en France ?

10³⁰ **Geoffroy Filoche**

La réforme des parcs nationaux, diversification des acteurs, redéfinition des compétences et des outils de gestion

11⁰⁰ Pause café

11³⁰ **Marc Hufty**

Gouvernance, territoires et logiques d'acteurs : vers une écologie politique des aires protégées

12⁰⁰ Discussion

12³⁰ Déjeuner

- **PARTICIPATION ET MODES D'ENGAGEMENT**

Séance animée par **Florence Pinton**

14³⁰ **Aurélié Toillier, Dominique Hervé et Solo Andriamahale**

Modélisation exploratoire pour le pilotage des dispositifs de transfert de gestion. Application au corridor forestier de Fianarantsoa

15⁰⁰ **Hélène André-Bigot et Gérard Andriamandimby**

Quels effets induits sur les populations locales par la mise en place d'une AMP. L'exemple d'Andavadoaka

15³⁰ **Yildiz Aumeeruddy-Thomas**

Une analyse comparée de l'historicité du mode d'engagement des acteurs autour des savoirs locaux et des approches participatives dans trois parcs nationaux : Ayubia (Pakistan), Shey Phoksundo (Népal) et Cévennes (France)

16⁰⁰ Pause café

16³⁰ **François-Michel Le Tourneau, Pascale De Robert, Bruce Albert et Anne-Elisabeth Laques**

Terres indigènes et développement durable : deux exemples en Amazonie brésilienne

17⁰⁰ Discussion

- **DÉCONSTRUIRE L'AIRES PROTÉGÉE ? NOUVEAUX QUESTIONNEMENTS SUR LES PROCESSUS ÉCOLOGIQUES**
Séance animée par **Estienne Rodary**

9³⁰ **Marie Bonnin**

Quelle place pour les aires protégées dans les réseaux écologiques ?

10⁰⁰ **Stéphanie Carrière, Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy, Julie Hennenfent et Dominique Hervé**

« Corridors » à la une de la politique environnementale malgache. Quelle pertinence pour la conservation de la biodiversité, le développement durable et le marché de l'environnement ?

10³⁰ **Hervé Chevillotte, Esther Emmanuelli, Jocelyne Ferraris, Jacques Florence, René Galzin, Tiscar Mellado, Jean-Yves Meyer et Pierre Peltre**

Suivi des phénomènes bio-invasifs et de réhabilitation de la biodiversité des aires protégées : l'exemple de Moorea en Polynésie française

11⁰⁰ Pause café

11³⁰ **Stéphanie Carrière et Éric Randrianasolo**

Aires protégées et lutte contre les bio-invasions : des objectifs antagonistes ? Le cas de *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) à Madagascar

12⁰⁰ Discussion

12³⁰ Déjeuner

- **LES AIRES MARINES PROTÉGÉES. UNE APPROCHE SPÉCIFIQUE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ?**
Séance animée par **Michel Leenhardt**

14³⁰ **Christian Chaboud, Florence Galletti, Jocelyne Ferraris, Ambroise Brenier, Gilbert David, Philippe Méral et Fano Andriamahefazafy**

Regards disciplinaires sur les aires marines protégées. Les spécificités géographique, biologique, juridique, économique, des aires marines protégées et leurs conséquences en termes de gouvernance

15⁰⁰ **Gilbert David, Jocelyne Ferraris, Ambroise Brenier et Dominique Pelletier**

De la diversité des aires marines protégées dans la France d'outre mer à une politique de conservation de la biodiversité littorale et marine

15³⁰ Pause café

16⁰⁰ Discussion

16³⁰ **Jacques Charmes**

Le point sur les évolutions en cours à l'IRD

JEUDI 30 NOVEMBRE 2006

- **L'AIRES PROTÉGÉE COMME OUTIL DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ?**
Séance animée par **Catherine Aubertin**

9³⁰ **Jean Boutrais**

Pastoralisme et aires protégées en Afrique de l'Ouest

10⁰⁰ **Philippe Méral, Géraldine Froger, Rabearisoa Ando et Fano Andriamahefazafy**

Le financement des aires protégées et des politiques environnementales : quelles alternatives ? Le cas de Madagascar

10³⁰ **Chantal Blanc-Pamard et Hervé Rakoto Ramiarantsoa**

Des territoires et des savoirs de quelle(s) nature(s) ? Quand l'« environnementalité » est mise au service du développement...

11⁰⁰ Pause café

11³⁰ Discussion

12³⁰ Déjeuner

14³⁰ **DISCUSSIONS ET PERSPECTIVES**

OUVERTURES

Gilles Kleitz

Vers l'émergence d'une politique des grandes infrastructures naturelles en France ?

Geoffroy Filoche

La réforme des parcs nationaux, diversification des acteurs, redéfinition des compétences et des outils de gestion

Marc Hufty

Gouvernance, territoires et logiques d'acteurs : vers une écologie politique des aires protégées

Vers une politique nationale des grandes infrastructures naturelles ?

Gilles KLEITZ, IGRF, PhD,
chargé de la mission biodiversité
Direction de la Nature et des Paysages
Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable

Résumé

La reconfiguration profonde pendant les vingt dernières années des approches théoriques de la conservation des espaces naturels (dynamiques et échelles écologiques, fonctions des écosystèmes, intégration au développement local, système d'information et gestion adaptative, gouvernance, outillage CBD) et la mesure d'un environnement en changement rapide (conversion des milieux naturels, impact des pollutions et des invasions biologiques, sur-exploitation des espèces et changements climatiques) ont repositionné les aires protégées dans une vision élargie, spatialisée, dynamique, à des échelles qui les dépassent largement. Ce recul a permis de poser plus clairement des cadres d'évaluation de la contribution des aires protégées à la conservation de la biodiversité et au développement durable. Mais surtout, il a suscité des tentatives de dépassement de l'échelle d'action des aires protégées pour se rapprocher de nouvelles échelles écologiques, considérées comme plus pertinentes, et a nourri la mise en chantier scientifique, technique et politique de concepts tels que l'éco-région, les approches écosystémiques, les réseaux écologiques, les corridors naturels. Dans ces cadres nouveaux, la tension entre l'hétérogénéité des territoires et les continuités écologiques rend la gouvernance et l'action complexes. Quelles conditions sont alors nécessaires pour voir effectivement émerger en France une politique de la conservation de la biodiversité qui concernerait l'ensemble du territoire et notamment les grandes infrastructures naturelles, approche considérée comme indispensable pour atteindre les objectifs 2010 ? Comment évolueraient alors le rôle et les méthodes des aires protégées ?

Quelques points de repères permettent de décrire la construction progressive des notions de réseaux écologiques (PEEN, N2000, CBD, Schémas de service, SNB, proposition FNE) dans un contexte où l'aire protégée s'insère progressivement à la fois dans des lectures globalisantes (inventaires nationaux et globaux des AP, diffusion des outils et des approches, insertion cartographique, parcs transfrontières, doctrines biodiversité nationale et régionales, SNB) et dans des dynamiques locales de développement (PNR, MAB, gestion communautaire, charte de développement durable). La notion de trame verte en France est mobilisée notamment dans la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB), adoptée en 2004 et mise en œuvre à partir de novembre 2005. Il est proposé notamment de maintenir et de restaurer « le maillage

écologique » et de protéger les grandes infrastructures naturelles. Dans la pratique, des éléments de doctrine sont explicités, une cartographie est développée au niveau national (couverture naturelle des sols, fragmentation, zones rurales à haute valeur naturelle, enjeux de maintien ou de restauration), un objectif est affiché dans la contractualisation avec les régions, une capitalisation des meilleures pratiques dans les collectivités territoriales est engagée et les actions sectorielles de la SNB (territoires, urbanisme, infrastructures de transport) mobilisent le concept dans leur programmation.

A l'heure où plusieurs propositions politiques reprennent cet objectif de la SNB, la mise en place d'un réseau écologique national pose d'abord la question des conditions d'une mobilisation intégrée d'outils qui relèvent de circuits décisionnels indépendants de facto. En particulier, doit être renforcée la mise en cohérence de l'exercice des compétences (souvent indirectes) des collectivités territoriales et des territoires de projets en matière de conservation, des outils de protection de la nature du code de l'environnement, du bon usage écologique des documents d'urbanisme et de planification, de l'application des lois Montagne et Littoral et des politiques agricoles et forestières. La cartographie concertée d'une grande infrastructure naturelle nationale est sans doute à la fois un préalable et une méthode pour avancer dans cette voie.

La réforme des parcs nationaux : diversification des acteurs, redéfinition des compétences et des outils de gestion

Geoffroy FILOCHE
IRD – UR 168
Version du 06 octobre 2006

L'évolution des conceptions en matière d'aires protégées, ainsi que le processus général de décentralisation que connaît l'État français depuis quelques années, ont amené ce dernier à réformer substantiellement le régime des parcs nationaux. L'objet de ce travail est de prendre la mesure des modifications introduites par la loi n° 2006-436 du 14 avril 2006 relative aux parcs nationaux, aux parcs naturels marins et aux parcs naturels régionaux¹.

De manière incidente mais peut-être significative, les premières modifications ont trait aux objectifs du parc. Il ne s'agit plus seulement de protéger un milieu naturel ayant un intérêt spécial, mais également de préserver les paysages et, « le cas échéant », le patrimoine culturel. Concernant le patrimoine naturel, il importe selon la loi d'en préserver non plus seulement « l'aspect, la composition ou l'évolution », mais également la « diversité ».

De façon plus importante, par rapport à la loi de 1960, la nouvelle loi met en chantier des mouvements qui peuvent sembler contradictoires, tant au niveau de l'institutionnalisation du parc qu'au niveau de la détermination des règles de gestion et de protection des espaces, des espèces et de la diversité biologique. D'une part, le processus de création et de gestion des parcs nationaux est moins centralisé, et implique des compétences accrues dévolues aux collectivités territoriales. En même temps, la loi impose, sur certains points très précis mais peu nombreux, des obligations ne pouvant être éludées par les créateurs et autorités du parc. Ainsi, les autorités locales – qui peuvent toujours influencer sur le contenu du décret de création d'un parc – n'ont plus aucune emprise sur certaines questions comme l'activité minière ou industrielle. D'autre part, la nouvelle loi prend certes acte des évolutions ayant cours au niveau international en matière d'aires protégées : il s'agit aujourd'hui de concilier la protection des espaces et des espèces avec la présence et les activités humaines. Mais cette loi n'impose aucun critère permettant d'évaluer la légitimité - absolue ou relative - de la présence de telle ou telle catégorie de personnes.

Dès lors, il est nécessaire, dans la mesure du possible, de clarifier les problématiques relatives tant aux jeux d'acteurs qu'à la genèse et à l'application des normes de gestion du patrimoine naturel. Quelle place les acteurs locaux se voient-ils reconnaître (des collectivités territoriales décentralisées aux associations de protection de la nature ou de

¹ Le régime des parcs naturels régionaux n'a été que peu affecté par cette réforme ; et si une nouvelle catégorie a été créée (parcs naturels marins), son existence uniquement théorique n'offre pour l'instant que peu de perspectives.

chasseurs, en passant par les communautés d'Amérindiens ou de Noirs Marrons de Guyane) ? Quelles relations les parcs amorcent-ils entre ces différents protagonistes ? Comment les normes de protection et de gestion des ressources naturelles à l'intérieur de chaque parc sont-elles créées ? Et quels cadres a-t-on instaurés pour ce faire ?

I- INSTITUTIONNALISATION DU PARC NATIONAL

L'institutionnalisation du parc renvoie à deux processus : la création du parc ; la composition et les prérogatives de son administration.

A- Création du parc

Il semble judicieux de savoir, en vertu de la loi de 2006, qui décide de la création du nouveau parc, et qui établit *in fine* son périmètre.

D'après l'art. L. 331-1 du code de l'environnement, la zone centrale (souvent simplement dénommée « parc ») devient le « cœur du parc » (il peut en exister plusieurs dans un même parc – le cœur correspond aux actuels parcs déjà classés). La zone périphérique devient quant à elle « aire d'adhésion » : elle est délimitée par des critères objectifs – continuité géographique ou solidarité écologique avec le cœur de parc – et subjectifs – volonté des communes concernées pour tout ou partie de leur territoire d'adhérer à la charte du parc. Un parc national est de ce fait doté d'un régime juridique dual procédant de logiques bien distinctes. Le cœur est un espace protégé plutôt autoritairement par application d'un régime unilatéral, même si, lors des consultations préalables à la création d'un parc, les communes peuvent tenter de faire valoir leur opposition à se retrouver dans un cœur. L'aire d'adhésion est un espace protégé résultant d'une démarche volontaire et négociée, sous forme contractuelle, ce qui conduira sans doute à une extension du périmètre des parcs. Sous le régime de la loi de 1960, c'était l'État, et lui seul, qui déterminait la zone périphérique, pour laquelle les diverses administrations publiques prenaient, suivant un programme défini et en liaison avec l'organisme de gestion du parc, « toutes mesures pour permettre un ensemble de réalisations et d'améliorations d'ordre social, économique et culturel tout en rendant plus efficace la protection de la nature à l'intérieur du parc » (art. 3).

Ainsi, à partir de 2006, le périmètre effectif de la totalité du parc national n'est plus fixé unilatéralement par l'État. Celui-ci doit se contenter, d'abord de délimiter le ou les cœurs du parc et de fixer les règles générales de protection qui s'y appliquent (après consultation des communes), de déterminer le territoire des communes ayant vocation à adhérer à la charte du parc (l'État détermine donc un périmètre *potentiel*) ; et ensuite d'approuver la charte. C'est l'adhésion des communes (« qui ont vocation à faire partie du parc ») à la charte qui fixera le périmètre du parc. Le périmètre du parc national n'est donc pas figé : l'adhésion d'une commune à la charte est possible soit au terme d'un délai de trois ans à compter de son adoption, soit au moment de sa révision, le tout sous réserve de l'accord de l'établissement public (EP) du parc. Parallèlement, les communes pourront retirer leur adhésion à la charte aux termes d'un délai de quinze ans, ou après l'approbation de la charte révisée, ou dans les trois ans qui suivent la délibération engageant la révision de la charte. Dans tous les cas, les actualisations sont constatées par le préfet. En d'autres termes, si c'est bien l'État qui détermine le périmètre effectif du cœur, il ne fait que délimiter le territoire potentiel de l'aire d'adhésion, les communes

ayant été déclarées avoir « vocation à en faire partie » conservant le choix de cette adhésion.

Le projet de charte est élaboré par l'EP du parc national ou par le groupement d'intérêt public le préfigurant (où siègent des représentants des collectivités, notamment des communes). Il est transmis pour avis aux collectivités territoriales intéressées et à leurs groupements concernés. Aussi bien du point de vue juridique que pratique, ces consultations sont fondamentales. Mais ces avis restent purement consultatifs et ne lient pas l'autorité administrative.

Finalement, le décret de création approuve la charte du parc, dresse la liste des communes ayant exprimé par une délibération leur décision d'y adhérer et prend acte du périmètre effectif des espaces terrestres et maritimes du parc. Une dotation forfaitaire spécifique est prévue pour les communes dont le territoire est inclus dans un cœur de parc.

B- Administration du parc

Quels sont les différents acteurs intervenant au nom de l'entité parc ? Et comment s'opère la répartition du pouvoir normatif au niveau local ?

L'administration du parc est assurée par un conseil d'administration (CA) où la représentation des acteurs locaux est renforcée. Les élus locaux et les membres choisis pour leur compétence locale (propriétaires, habitants et exploitants, professionnels et usagers, associations de protection de l'environnement) détiennent au moins la moitié des sièges, l'autre moitié étant répartie entre les représentants de l'État et les personnalités qualifiées à raison de leur compétence nationale. La détermination du nombre et de la désignation des membres du conseil d'administration est fixée au cas par cas lors de l'institution du parc. La loi prévoit néanmoins des membres de droit : maires des communes dont le territoire est compris à plus de 10% dans le cœur du parc (cette disposition existait déjà), présidents des conseils régionaux et généraux, président du conseil scientifique du parc. Pour le parc amazonien de Guyane, tous les maires des communes concernées sont membres de droit du CA.

En plus du directeur du parc qui, comme on va le voir, applique et même crée dans une certaine mesure le droit applicable dans le parc², une nouvelle figure de l'exécutif - le président - est officialisée. Elu au sein du CA, sa fonction principale est d'animer et de présider les travaux d'élaboration, de suivi et d'évaluation de la charte du parc (art. L. 331-8).

Pour préparer ses décisions, l'établissement public du parc peut s'appuyer sur les expertises de son conseil scientifique et les débats organisés au sein de son conseil économique, social et culturel, dont la composition respective n'est pas prévue *a priori*. En Guyane, le conseil économique, social et culturel est dénommé « comité de vie locale », sans que ses attributions ne semblent différer.

En outre, l'établissement public du parc pourra développer une politique contractuelle avec les collectivités locales et plus généralement toute personne publique et privée en vue de mettre en œuvre les objectifs définis par la charte. Ces dispositions ne préjugent d'aucun élément de nature à apprécier l'implication des différents acteurs. La mission « déléguée » par contrat pourra être plus ou moins importante, et une liberté plus ou moins grande peut être laissée dans la définition des objectifs à atteindre ou des moyens à mettre en œuvre, ainsi que dans le suivi des actions.

² Précisons que le directeur est nommé par le ministre de l'environnement, un comité paritaire de sélection présidé par le président du CA proposant après avis du CA une liste de trois noms.

La situation particulière de la Guyane et des communautés amérindiennes et bushinenge est expressément prise en considération par la loi de 2006. D'abord, sans aucune précision, il est prescrit que « les autorités coutumières sont représentées au sein de ce conseil » d'administration. Par ailleurs, en vertu de l'art. L. 331-15-6, l'accès aux ressources génétiques des espèces prélevées dans le parc national ainsi que leur utilisation sont soumis à l'autorisation du président du conseil régional, sur avis conforme du président et simple consultation de l'EP du parc, « sans préjudice de l'application des dispositions du code de la propriété intellectuelle », qui ont donc une valeur prééminente en cas de contradiction. Toutefois, c'est la charte du parc qui, sur proposition du congrès des élus départementaux et régionaux prévu à l'art. L. 5915-1 du code général des collectivités territoriales, définit les orientations relatives aux conditions d'accès et d'utilisation de ces ressources, notamment en ce qui concerne les modalités du partage des bénéfices pouvant en résulter. Ces orientations doivent expressément respecter les principes de la convention sur la diversité biologique de 1992, « en particulier du j de son article 8 et de son article 15 ». Ainsi est réaffirmée l'obligation de recueillir le consentement préalable et informé des communautés autochtones et locales, dès lors que l'autorisation concerne une ressource génétique incluse dans une ressource biologique dont les communautés auraient indiqué l'usage potentiel ou la localisation ; voire dès lors simplement que cette ressource se situe sur les terres qu'elles occupent ou utilisent d'une façon ou d'une autre, et qu'elles ont contribué d'une façon ou d'une autre à sa perpétuation.

Pour conclure, on peut dire que la loi de 2006 entérine une association plus importante des acteurs locaux (surtout collectivités territoriales) lors de l'institutionnalisation du parc national. Ces collectivités participent à l'élaboration de charte, ont le choix de faire partie de l'aire d'adhésion, participent au conseil d'administration, et peuvent développer une activité contractuelle avec l'EP du parc. On peut également penser que les refus réitérés d'une commune de faire partie du cœur du parc conduira l'EP (ou le groupement d'intérêt public) à satisfaire ce souhait dans une mesure variable, sans qu'il n'y soit véritablement contraint sur un plan strictement juridique.

II- REGLEMENTATION DES ACTIVITES A L'INTERIEUR DU PARC

Pour paraphraser Bourdieu, la loi « met en forme » le parc. Egalement, elle « met des formes » - et une valeur subséquente - aux actes juridiques qui le créent et que ses propres autorités vont pouvoir créer. Une hiérarchie des normes est ainsi entérinée, induisant par là-même une hiérarchie des compétences de création ou de mise en œuvre de ces normes.

Qui décide de la réglementation applicable à l'intérieur du parc ? Comment s'opère la répartition des compétences ? Et existe-t-il des normes qui sont posées par la loi et non susceptibles d'adaptation par les autorités nationales et locales ?

A- Structure et déclinaison des normes

La loi de 2006 initie un échafaudage normatif à cinq étages, traitant du plus général au plus précis : les arrêtés du directeur du parc appliquent les principes posés par la charte ou y dérogent dans certaines conditions ; ces arrêtés nécessitent le plus souvent des règlements élaborés par le CA qui explicitent les règles résultant de la charte ; la charte précise les règles en vigueur dans le parc ; ces règles sont posées par le décret de

création du parc ; et celui-ci doit respecter les normes générales inscrites dans la loi de 2006. Parallèlement, c'est une véritable chaîne de compétence qui se déroule, et qui laisse plus ou moins de marge de manœuvre à l'autorité chargée d'élaborer ou d'appliquer les nouvelles prescriptions qui se forment en cascade, cette marge de manœuvre pouvant être redéfinie au fur et à mesure des nouveaux textes et de l'évolution de leur interprétation.

Les innovations de la loi de 2006 sont principalement au nombre de deux.

Tout d'abord, contrairement à la loi de 1960 qui n'énonçait que des obligations de réglementation et des possibilités d'interdiction, la loi de 2006 entérine des interdictions strictes, c'est-à-dire auxquelles il ne peut pas être dérogé, et qui seront détaillées *infra*.

Ensuite, un nouvel outil normatif a été créé, la charte, qui doit définir un projet de territoire propre à chaque parc. La charte est préparée en tenant compte des informations disponibles relatives aux patrimoines naturel, paysager et culturel, ainsi qu'aux données socio-économiques et démographiques. A partir de ces éléments, elle distingue plusieurs zones en fonction de leur vocation. Selon le territoire en question, son contenu diffèrera avec, systématiquement, le rappel des principes fondamentaux communs à tous les parcs et la déclinaison des objectifs et des actions propres à chaque parc. Logiquement, la charte est composée de deux parties : l'une concerne les espaces du cœur du parc dont elle définit les objectifs de protection du patrimoine naturel et précise les règles générales de protection fixées par le décret de création ; l'autre concerne l'aire d'adhésion dont elle définit les orientations de protection, de mise en valeur et de développement durable.

Les parcs ayant fait l'objet d'une prise en considération – parc national marin de Corse (1997), parc national de la mer d'Iroise (2001), parc national de la Réunion (2004) et parc amazonien de Guyane (2006) – doivent faire approuver leur charte dans les cinq ans qui suivent leur création. Jusqu'à cette approbation, c'est le CA de l'EP du parc qui fixe les modalités d'application de la réglementation du parc. Aucune modification ne peut être apportée à l'état ou à l'aspect du cœur, sauf autorisation spéciale de l'EP (art. 31-II de la loi de 2006).

Les modifications mineures (« ne portant pas atteinte à l'économie générale des objectifs ou orientations ») de la charte peuvent être décidées par l'EP, après avis des collectivités territoriales intéressées. Lorsque la modification est substantielle, la révision de la charte est soumise aux mêmes règles que son élaboration. Quoi qu'il en soit, la charte est évolutive : l'EP du parc devra délibérer sur l'opportunité de sa révision dans un délai maximal de douze ans à compter de son approbation, de sa précédente révision ou de la dernière décision de ne pas la réviser.

Par un phénomène de rétroaction, on peut penser que la nouvelle charte fera le cas échéant évoluer l'interprétation des normes inscrites dans le décret de classement, et qu'elle pourra entériner des obligations ou interdictions (inconditionnelles ou soumises à l'appréciation du directeur et/ou du conseil d'administration) qui n'étaient pas forcément prévues par ce décret.

En effet, en vertu de l'art. R. 331-34 du code de l'environnement (tel que modifié par le décret n° 2006-944 du 28 juillet 2006, décret d'application de la loi), le directeur du parc assure, par arrêtés réglementaires ou individuels, l'application des sujétions, interdictions et réglementations prévues par le décret de création et la charte. Le rôle du directeur est d'autant plus essentiel que, souvent, des interdictions seront formulées dans le décret et dans la charte, *interdictions accompagnées d'une possibilité de dérogation après autorisation du directeur*. Toutefois, ce pouvoir est exercé sous le double regard

du CA et du juge administratif, sous deux conditions. D'abord, suivant un principe juridique classique, ces pouvoirs ne peuvent être exercés que dans la mesure nécessaire à l'accomplissement de la mission de l'établissement, conformément au décret de création, et bien entendu à la charte. Ensuite, ces pouvoirs du directeur ne peuvent s'exercer que conformément aux principes posés par le CA. C'est en effet ce dernier qui délibère sur les programmes de mise en œuvre de la charte du parc (art. R. 331-23-II-1°). En plus, selon l'art. R. 331-31, le CA constitue en son sein un bureau, lequel prépare les travaux et suit l'exécution des décisions du CA, exerce les attributions qui celui-ci lui a déléguées, et surtout examine les mesures réglementaires envisagées par le directeur, sauf urgence. Il est par ailleurs intéressant de noter que d'après l'art. R. 331-35 du code de l'environnement (abrogé par le décret d'application de 2006), les pouvoirs conférés au directeur du parc ne pouvaient être exercés « que pour assurer la conservation de la faune, de la flore, du sol, du sous-sol, de l'atmosphère, des eaux et en général du milieu naturel du parc, pour préserver ce milieu contre tout effet de dégradation naturelle et le soustraire à toute intervention artificielle susceptible d'en altérer l'aspect, la composition et l'évolution »³.

Actuellement, par exemple pour les parcs de la Vanoise, des Pyrénées ou de Guadeloupe), le directeur peut, en matière agro-pastorale, fixer le nombre maximum de bêtes autorisées sur les alpages, ou même interdire l'accès à certains animaux (caprins notamment). Il peut également fixer les conditions dans lesquelles des éléments végétaux non cultivés peuvent être détruits (Vanoise, Port-Cros, Pyrénées). Des *facultés* sont ainsi laissées au directeur pour mettre en œuvre, le cas échéant, certaines prescriptions. Mais le décret de création et le programme d'aménagement du CA peuvent aller plus loin et *exiger l'intervention du directeur* pour qu'il y ait une norme applicable : un arrêté est ainsi nécessaire pour fixer les conditions permettant la cueillette des champignons et des plantes médicinales par les non-proprétaires de terrains dans la zone centrale du parc des Cévennes. Enfin, le directeur peut avoir la *possibilité de déroger* à une norme inscrite dans le décret ou dans le programme du CA (et dans la future charte), dans les limites fixées par ces instruments.

Dans un autre registre, dans le cœur, certains pouvoirs de police du maire peuvent être transférés au directeur du parc, dans les conditions déterminées par le décret de création du parc : il s'agit notamment de la police de la circulation et du stationnement (voies départementales ou communales, chemins ruraux) ou de la police des cours d'eau (art. L. 331-10). Sauf cas d'urgence, les arrêtés réglementaires du directeur doivent être communiqués aux maires des communes intéressées, huit jours au moins avant leur intervention.

Enfin, pour les parcs existants, le décret approuvant la charte intervient dans un délai de cinq ans à compter de la publication de la loi. Jusqu'à la publication de ce décret, c'est le programme d'aménagement du parc qui est applicable au cœur, sous réserve de sa conformité aux dispositions de la loi.

Etant donnée la configuration générale du système, c'est sans doute l'articulation entre la charte et les mesures prises par le CA qui sera le centre de gravité de la réglementation applicable. La charte précisera les dispositions du décret de classement, lesquelles auront une intensité normative variable selon les questions ; et cette charte entérinera elle-même des dispositions plus ou moins ouvertes, laissant ainsi plus ou moins de champ au CA, lequel laissera lui-même au profit du directeur une palette de mesures plus ou moins large. En plus, ce centre de gravité évoluera en fonction de la

³ Ce critère étant difficile à apprécier.

pratique des autorités du parc (CA et directeur) en matière d'autorisation ou de dérogation. La question du contrôle du juge administratif (de son intensité, et des critères pour apprécier la légalité des mesures) sera donc déterminante à moyen terme.

B- Contenu des normes

Quelles sont, concrètement, les normes prescrites à l'intérieur d'un parc national ?

Il s'agit, tout d'abord, des règles établies par la *loi* (donc générales, et, au moins dans une certaine mesure, intangibles). Ainsi, dans le *cœur du parc*, il existe une interdiction stricte des activités industrielles et minières. Avant la loi de 2006, les *activités minières* étaient possibles (Cévennes, Ecrins, après autorisation du directeur) : ces activités n'étaient pas prohibées *a priori* par la loi.

La prohibition des *activités industrielles*, dans le cœur du parc, semble sans appel et sans nuance. Avant (Vanoise et Pyrénées par exemple), seules les activités industrielles « nouvelles » étaient interdites, ainsi que les activités commerciales qui n'étaient pas considérées comme nécessaires au fonctionnement du parc et donc non retenues dans le programme d'aménagement. Par contre, les activités d'artisanat rural s'exerçaient librement. On peut dès lors penser que l'interdiction légale de *toute* activité industrielle ne sera pas prise à la lettre, d'autant plus que, par exemple, le projet de parc guyanais prévoit une aide aux artisans locaux. A cet égard, le fonctionnement du parc de Guadeloupe paraît intéressant : il est interdit de se livrer à l'intérieur de ce parc à des activités industrielles, commerciales ou artisanales nouvelles ou de créer de nouveaux établissements qui n'ont pas été admis au programme d'aménagement. Certaines activités d'artisanat rural sont libres, si elles figurent sur une liste définie par le CA et si elles ne sont pas incompatibles avec le bon fonctionnement du parc.

Par ailleurs, la loi de 2006 énonce l'obligation d'une réglementation des *activités agricoles, pastorales et forestières*, ce qui ne préjuge pas du contenu de cette réglementation, qui peut être plus ou moins permissive, et qui pourra être établie par le décret ou par la charte. Sous le régime de la loi de 1960, on pouvait dire d'une manière générale que le régime forestier, avec ses forêts soumises et non soumises, continuait à s'appliquer indépendamment de la création du parc. Simplement, d'après les décrets de classement des différents parcs existants, l'exploitation et les travaux d'aménagement ne pouvaient se faire sans l'avis du directeur (pour les forêts soumises) ou même son autorisation (forêts non soumises). L'exploitation des forêts (adjudication de coupes) demeurait donc toujours possible, même dans la zone centrale. On ne voit pas ce qui, dans la nouvelle loi, pourrait modifier cette situation. Un point a toutefois évolué : pour ce qui est des DOM (art. L. 331-15-II), lors de l'élaboration et de la révision des documents d'aménagement forestier, ceux-ci soumis pour avis conforme à l'EP du parc en tant qu'ils s'appliquent aux espaces d'un cœur de parc composé à plus de 60 % des forêts, bois et terrains visés à l'art. L. 111-1 du code forestier.

Outre l'interdiction de la publicité à l'intérieur du cœur, l'art. L. 331-4-I du code de l'environnement dispose que les constructions, installations et travaux (autres que d'entretien normal) sont interdits ou doivent être spécialement autorisés, soit par l'EP du parc s'ils sont situés en dehors des espaces urbanisés (définis dans le décret de création), après avis du conseil scientifique, soit par l'autorité administrative compétente - après

avis de l'EP - dans les espaces urbanisés⁴. D'après l'art. R. 331-18, c'est le décret de création du parc qui fixe la liste des travaux qui peuvent faire l'objet de l'autorisation spéciale. Pour la Guyane, l'art. L. 331-15-2 ne reprend pas la distinction espaces urbanisés / non urbanisés ; la compétence de l'autorité administrative en matière d'urbanisme est donc éludée. Dès lors, les travaux (à l'exception des travaux d'entretien normal et, pour les équipements d'intérêt général, de grosses réparations) sont interdits dans les cœurs du parc, sauf autorisation spéciale de l'EP. Toutefois, celle-ci doit être délivrée non pas seulement après avis du conseil scientifique comme dans le régime de droit commun, mais également après avis du comité de vie locale.

Le régime juridique applicable dans les DOM diffère substantiellement du régime de droit commun. Ainsi, l'art. L. 331-15-II dispose que la charte doit être compatible avec le schéma d'aménagement régional, sans que la valeur respective de ces deux instruments ne soit spécifiée. En outre, en vertu de l'art. L. 331-15-I, lorsque le cœur du parc représente plus d'un quart de la surface totale du département (ce qui sera le cas du futur parc de la Réunion), l'autorisation spéciale nécessaire à la réalisation de travaux pourra notamment être accordée – pour les activités, travaux, constructions et installations d'intérêt général – « lorsque des contraintes techniques ou topographiques rendent techniquement ou financièrement inacceptable une autre localisation ». Cette dernière condition n'est pas requise pour les installations indispensables à l'approvisionnement en eau et en énergie géothermique ; elle ne l'est pas non plus – et c'est plus contestable – pour les installations ou constructions légères à usage touristique. Or, aucune référence n'est faite dans la loi à la définition restrictive de l'habitation légère de loisir telle qu'elle résulte de l'art. R. 444-2 du code de l'urbanisme (constructions à usage non professionnel, démontables ou transportables). Le risque est ainsi que les constructions légères se consolident et deviennent définitives⁵.

Dans le cas spécifique de la Guyane, le problème est sensiblement identique. Comme on le sait, une autorisation spéciale pour les travaux – autres que ceux d'entretien normal, et, pour les équipements d'intérêt général, autres que les grosses réparations – doit être délivrée par l'EP. Mais à l'inverse du régime applicable lorsque le cœur représente plus d'un quart de la surface du DOM, l'autorisation spéciale peut être accordée pour les travaux relatifs à des installations ou constructions légères à usage touristique, à la condition néanmoins que les contraintes évoquées ci-dessus rendent techniquement ou financièrement inacceptable une autre localisation. Telle qu'elle est rédigée, la loi ne précise pas s'il est nécessaire que ces installations et constructions existent déjà, ou si ces travaux peuvent avoir pour objet de les créer. Cela dépendra du décret de création et de la charte, mais au vu du projet guyanais, de telles installations pourront être créées, dans certaines limites encore mal définies.

Enfin, dans le régime de droit commun, lorsqu'ils sont « de nature à affecter de façon notable le cœur ou les espaces maritimes du parc national », les travaux ou aménagements soumis à étude d'impact, à autorisation au titre de la loi sur l'eau ou au titre des installations classées ne peuvent être autorisés que sur avis conforme de l'EP du parc après avis de son conseil scientifique⁶.

D'après l'art. L. 331-4-1, à ces règles générales résultant de la loi s'ajouteront des *règles particulières* issues aussi bien du *décret de création* (pour le cœur) que de la *charte*

⁴ Ces dispositions valent servitude d'utilité publique et sont annexées aux plans locaux d'urbanisme (PLU).

⁵ Voir dans ce sens J.-. M. Février, « Les parcs à l'heure de la réforme », *Environnement*, juin 2006, p. 13.

⁶ Dans les départements d'outre-mer, ce régime de l'avis conforme ne s'applique qu'aux cœurs (art. L. 331-15-III).

(pour l'ensemble du parc, sous réserve de compatibilité avec le décret). Ces réglementations peuvent autoriser le maintien d'activités existantes sous certaines conditions (non prévues *a priori* par la loi), et interdire ou soumettre à un régime particulier les activités de nature à nuire au parc. Ces activités sont, notamment, la chasse, la pêche, l'extraction de métaux non concessibles, l'utilisation des eaux, la circulation du public quel que soit le moyen emprunté, les activités commerciales, ou « toute action susceptible de nuire au développement naturel de la faune et de la flore » – ce qui, à la fois, est très large et ne veut pas dire grand-chose. En vertu de la loi de 2006, la chasse ne sera donc pas nécessairement interdite, alors qu'elle l'était dans tous les parcs, sauf dans le parc des Cévennes qui prévoit un règlement annuel confirmé par arrêté ministériel et dont l'exécution est confiée au CA.

Par ailleurs, l'approche du patrimoine naturel et de sa préservation est bien moins statique que celle de la loi de 1960. Les mesures prises par le parc ne se réduisent en effet pas seulement à la possibilité d'interdiction ou à l'obligation de réglementation des activités humaines. D'après l'art. L. 331-9, l'EP du parc peut, dans le cœur, prescrire l'exécution de travaux ou ordonner les mesures permettant de restaurer des écosystèmes dégradés ou prévenir une évolution préjudiciable des milieux naturels - et donc, sans doute et par ricochet, aller plus loin que ce qui est prévu dans la charte, en terme d'interdiction ou de réglementation.

Autre innovation considérable de la loi de 2006 : en vertu de l'art. L. 331-4-2, des catégories de personnes peuvent ne pas être assujettis aux articles L. 331-4 et L. 331-4-1. Il s'agit des « résidents permanents dans le cœur du parc », des « personnes physiques ou morales exerçant une activité agricole, pastorale ou forestière de façon permanente ou saisonnière dans le cœur », et des « personnes physiques exerçant une activité professionnelle à la date de création du parc national dûment autorisée par l'établissement du parc ». Ces personnes peuvent donc se voir reconnaître le droit de faire plus de choses et/ou avec moins de contraintes, ceci afin de leur assurer des conditions normales d'existence et de jouissance de leurs droits, dans une mesure « compatible avec les objectifs de protection du cœur du parc national ». Le décret d'application de la loi a posé les conditions de ces dérogations. D'après l'art. R. 331-21 du code de l'environnement, le décret de classement et la charte peuvent prévoir, dans les zones du cœur du parc qu'ils identifient, des exceptions aux interdictions qu'elles édictent en matière notamment d'activités commerciales nécessaires à un tourisme compatible avec les objectifs du parc, d'utilisation des eaux, de circulation et, sans préjudice de l'application des dispositions particulières aux espèces animales et végétales, de prélèvement d'animaux ou de végétaux pour leur consommation personnelle.

Bien que cette « situation préférentielle » de certaines catégories de personnes n'était pas expressément prévue par la loi de 1960, cela a pu quelquefois être entériné par un décret de création. Ainsi, dans le parc des Cévennes, les propriétaires de terrains et leurs ayants droit conservent la libre disposition des « champignons, plantes médicinales et fruits sauvages ». Pour les Ecrins, ce droit est élargi aux escargots, mais limité aux végétaux figurant sur une liste établie par le parc.

Eu égard à la situation de ces catégories de personne « privilégiées », et notamment des communautés amérindiennes et bushinenge, le régime de la Guyane est-il réellement différent du régime de droit commun ? En lisant l'art. L. 331-15-3, force est de constater que le fait de déroger, dans le cœur, aux art. L. 331-4 et L. 331-4-1, reste une *possibilité*

et non pas une obligation qui serait posée par la loi et que le décret de classement et la charte devraient respecter, même en ce qui concerne les « communautés d'habitants qui tirent traditionnellement leurs moyens de subsistance de la forêt, pour lesquelles des droits d'usage collectif sont reconnus pour la pratique de la chasse, de la pêche et de toute activité nécessaire à leur subsistance ». De plus, ces communautés ne sont donc pas placées dans une situation différente – meilleure ou pire – que les « résidents permanents » ou que « les personnes physiques ou morales résidant dans le parc et exerçant une activité agricole, pastorale ou forestière de façon permanente dans le cœur du parc ou prélevant, à titre occasionnel, leurs moyens de subsistance personnels dans ces espaces ». Le projet de parc amazonien confirme ces éléments : *tous les résidents du cœur de parc sont traités de la même façon, c'est-à-dire qu'ils peuvent exercer librement toute activité de subsistance, même si pour les résidents ces activités doivent rester occasionnelles.*

D'autre part, on peut se poser la question du rôle de l'office national des forêts (ONF) en ce qui concerne la situation particulière des ressources forestières. D'abord, le projet de parc amazonien prévoit que, dans le cœur, c'est l'EP qui sera compétent sur les questions forestières, et non pas l'ONF. Ceci étant entendu, faudra-t-il, pour que les communautés puissent utiliser ces ressources, que soit mise en œuvre la procédure d'adjudication de coupes telle qu'elle résulte du droit commun ? Les droits d'usage collectifs, exercés dans certaines conditions, permettront-ils de s'en passer ? Etant donné que les terres forestières reconnues aux communautés ne sont pas soumises aux prescriptions des autorités forestières – pour les coupes « normales », c'est-à-dire à usage essentiellement domestique (habitations, pirogues...) –, on peut logiquement penser qu'aucune procédure ne devra être enclenchée pour des cas similaires lorsque ces terres font partie d'un cœur de parc (sauf espèce protégée)⁷. En tout état de cause, dans l'état actuel du projet amazonien, il semble que l'EP disposera de la faculté de décider dans quelle mesure les activités existantes peuvent être maintenues, qu'il s'agisse des pratiques forestières ou des pratiques agricoles des communautés⁸. Par ailleurs, dans la partie de la loi qui traite de la Guyane, le décret d'application n'était pas expressément requis. Ce dernier ne traite donc logiquement pas de la question. Dès lors, c'est le décret de classement ou la charte qui établiront leurs propres critères pour édicter des dispositions plus favorables aux catégories de personnes mentionnées. Par ailleurs, incidemment, on peut se demander si la formulation « [...] pour lesquelles des droits d'usage collectif sont reconnus [...] » ne peut pas être pris dans un sens performatif, et non pas descriptif. Cette interprétation obligerait l'EP du parc à accélérer la reconnaissance des droits collectifs des communautés sur leurs terres (reconnaissance officialisée par arrêté préfectoral), cette reconnaissance n'étant réalisée aujourd'hui que pour un faible pourcentage.

Il convient néanmoins de souligner la position particulière des communautés autochtones et locales (qui tirent leurs moyens de subsistance de la forêt), telle qu'elle ressort de l'art. L. 331-15-5. L'EP du parc amazonien de Guyane a en effet pour mission de « contribuer au développement [de ces communautés], en tenant en compte de leur mode de vie traditionnel [...] ». On peut considérer cette disposition comme un critère

⁷ C'est ce vers quoi semble se diriger le projet amazonien.

⁸ Cas unique dont pourrait s'inspirer le parc amazonien, Port-Cros dissocie les activités agricoles traditionnelles (autorisées) et nouvelles (pouvant être interdites par le directeur). Toutefois, le seul fait que l'agriculture soit traditionnelle (sur brûlis) ne devrait bien entendu pas entraîner son autorisation automatique et surtout irréversible. Des seuils (de production, de population...) pourraient être prescrits par le CA sur avis du conseil scientifique et du comité de vie locale : dès lors que ces seuils seraient dépassés, une réglementation pourrait venir atténuer la liberté des communautés.

permettant une appréhension plus avantageuse de cette catégorie de personnes, même si l'EP doit également, sans doute au profit de tous, « participer à un ensemble de réalisations et d'améliorations d'ordre social, économique et culturel dans le cadre du projet de développement durable défini par la charte du parc national ».

C- Valeur et sanction des normes

Non seulement la charte entérine des règles s'inscrivant dans une hiérarchie des normes spécifiques au parc, mais en plus ces règles ont une valeur supérieure aux normes « de droit commun » applicables sur le territoire du parc. Ainsi, d'après l'art. L. 331-3-III, les schémas de cohérence territoriale (SCOT), les plans locaux d'urbanisme (PLU) et les cartes communales doivent être compatibles avec les objectifs de protection et les orientations de la charte. Dans la même logique, lorsque l'un de ces documents est approuvé avant l'approbation de la charte, il doit, si nécessaire, être rendu compatible dans un délai de trois ans à compter de l'approbation de celle-ci⁹.

Pour s'assurer de cette comptabilité, l'EP du parc est associé automatiquement – et non plus sur sa demande – aux procédures d'élaboration et de révision des SCOT et des PLU. Parallèlement, lors de leur élaboration ou de leur révision, les documents de planification, d'aménagement et de gestion des ressources naturelles relatifs notamment à l'agriculture, à la sylviculture, à la gestion cynégétique et à la gestion de la faune sauvage – activités figurant sur une liste fixée par le décret d'application (art. R. 331-14-D) – sont soumis pour avis à l'EP du parc. Dans le cœur du parc, ces documents doivent être compatibles ou rendus compatibles, dans un délai de trois ans à compter de l'approbation de la charte s'ils sont antérieurs à celle-ci, avec les objectifs de protection définis par cette dernière.

Le nouvel article L. 331-26 du code de l'environnement renforce de façon importante l'arsenal répressif pour la violation des prescriptions applicables au cœur du parc. Entre autres, dorénavant, l'infraction (ou la tentative d'infraction) pourra être punie d'une peine de prison de deux ans et de trente mille euros d'amende. Les personnes morales pourront faire l'objet d'une condamnation.

Les agents commissionnés et assermentés par le parc national ont désormais compétence pour rechercher et constater non seulement la violation des dispositions prévues pour la protection du cœur du parc, mais aussi l'ensemble des infractions à caractère environnemental réalisées sur le territoire des communes incluses dans l'aire d'adhésion (art. L. 331-18 du code de l'environnement). Ces agents peuvent également suivre les choses enlevées et les mettre sous séquestre. Néanmoins, pour pénétrer dans les bâtiments, les cours attenantes et les enclos, les agents du parc doivent être assistés d'un officier de police judiciaire (qui a l'obligation de les accompagner). Ils peuvent saisir l'objet de l'infraction ainsi que les instruments ayant servi à la commettre (y compris le véhicule), sauf dans les locaux à usage d'habitation (art. L. 331-24). Enfin, les agents du parc (et ceux habilités en matière d'infraction dans les domaines de la chasse, de la pêche et de la forêt) peuvent exiger des personnes présentes dans le cœur du parc ou en sortant qu'elles présentent le contenu de leurs « sacs, carniers ou poches à gibier ».

⁹ Dans les DOM, en l'absence de mention contraire dans la charte du parc, la règle de la compatibilité entre les documents locaux d'urbanisme et les orientations de la charte ne s'applique que dans les cœurs.

Gouvernance, territoires et logiques d'acteurs : Vers une écologie politique des aires protégées

Marc Hufty, IUED, Genève
Version provisoire

1. Les données du problème

(1) L'impact de l'activité humaine sur la biosphère est devenue considérable et elle est en croissance rapide. Entre autres conséquences de cette activité, la diversité biologique est de plus en plus menacée, ceci à l'échelle planétaire. Le discours scientifique parle à cet effet d'une 6^{ème} grande vague d'extinction (Leakey & Lewin, 1995). Un très large consensus existe au sein de la communauté scientifique et militante sur la nécessité d'une intervention massive pour renverser ou freiner cette tendance. Je souscris à ces idées.

(2) Les aires protégées (ci-après AP) constituent actuellement le principal mécanisme opérationnel de conservation de la diversité biologique dans le monde. La surface terrestre occupée par les AP (11.5%) est désormais supérieure à celle des terres cultivées (9,7%) (FAO, 2004 ; UN, 2003). Le nombre des AP a augmenté de façon exponentielle.

Année	Nombre	Surface
1962	9,214	2.4 million km ²
1972	16,394	4.1 million km ²
1982	27,794	8.8 million km ²
1992	48,388	12.3 million km ²
2003	102,102	18.8 million km ²

Source : Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P. & Spalding, M. (comp.). 2003. *2003 United Nations List of Protected Areas*. Gland and Cambridge, IUCN, UNEP-WCMC.

(3) Le « Sud » concentre la diversité biologique et une partie importante des aires protégées (Davies, 2003 ; UN, 2003) [*développer, chiffres*]

Surface terrestre protégée par continent
Australia/NZ 9.6%
North America (includes Greenland and Hawaii) 18.2%
Europe 13.1%
North Eurasia 7.2%
Pacific 2.1%
Central America 24.8%
South America (Hispanic) 24.9%
Brazil 18.3%
Caribbean 11.7%
East Asia 8.5%
South Asia 6.8%
South East Asia 14.8%

North Africa and Middle East 9.7%
Eastern and Southern Africa 14.6%
Western and Central Africa 8.7%
Source : UN, 2003

(4) La croissance du nombre des aires protégées semble due principalement à deux facteurs : (i) un changement dans « l'offre » : l'institutionnalisation progressive d'un « régime global de la conservation » (Adams, 2004), un ensemble croissant d'organisations et de mécanismes de financement consacrés à la conservation de la diversité biologique ; (ii) un changement dans la « demande » : une acceptabilité locale et nationale plus grande des AP suite au passage du paradigme de la conservation « excluante » à celui de la conservation « participative » (Balasinorwala *et al.*, 2004; Philips, 2003), augmentant la diversité des types d'AP et rendant celles-ci acceptables pour davantage de situations sociales locales.

(5) De nombreuses AP connaissent des problèmes : les objectifs de conservation ou les objectifs sociaux ne sont souvent pas atteints. Elles font face à une double contestation, d'une part des populations riveraines dont la situation empire avec la mise en place des AP, d'autre part des conservationnistes peu convaincus de l'efficacité du paradigme participatif et constatant que la dégradation des écosystèmes, y compris ceux qui sont protégés, se poursuit. Pourtant les gouvernements continuent de créer des AP, plus rapidement que jamais.

(6) Une première explication, technique, des problèmes que connaissent les AP réside dans la capacité de gestion, qui n'a pas augmenté au même rythme que leur nombre et leur surface (WWF, 2003 ; Corcoran & Petermann, 2003). Du point de vue légal et opérationnel, créées trop vite, nombre d'aires protégées se trouvent dans un statut juridique flou¹, aux prises avec des normes juridiques nationales contradictoires, des moyens financiers insuffisants, un personnel trop peu nombreux et pas assez formé, un appui limité des personnes qui vivent à proximité ; une gouvernance inefficace et un manque de bases scientifiques (Yale, 2003).

(7) Une seconde explication est conceptuelle. La vision du monde sur laquelle repose la conception, la gestion et la gouvernance des aires protégées est le produit même de celle qui est à l'origine de la crise actuelle de la diversité biologique : moderniste, dualiste, utilitariste, mécaniste et scientiste (Hufty, 2006 ; Ingold, 2000 [*autres*]). Elle est intrinsèquement liée à la vision colonialiste qui informe² la conservation dans le monde, sur le modèle de l'aide au développement (Rossi, 2003 ; Escobar, 1998 ; Agrawal, 1997) et qui en provoque le rejet par une combinaison de mécanismes nationaux « d'internalisation syncrétique » et d'inadéquation aux « univers de signification » et aux pratiques locales.

(8) Une troisième explication est socio-politique. Les AP sont généralement créées sur des sites qui connaissent déjà des situations conflictuelles. Après tout, le choix de l'usage du territoire et de ses ressources est un révélateur des modes d'organisation, de domination, et des processus de gouvernance préexistants d'une société. Et les endroits où sont créées les AP sont généralement des zones de marge, des lieux de rencontre entre différentes populations et cultures. Ainsi, non seulement la création des AP dans

¹ « The size is unknown for 23'428 (23%) protected areas » !, UN List of Protected Areas, 2003.

² Au sens philosophique de donner une forme ou une structure à quelque chose.

ce contexte ne diminue pas les conflits autour des territoires et des ressources, mais elle est susceptible de les exacerber à partir du simple fait que l'établissement d'une aire protégée implique une limitation des usages antérieurs ou des usages possibles. Sur le terrain, les conflits autour des aires protégées se multiplient donc au fur et à mesure de la diffusion de cette forme d'organisation du territoire.

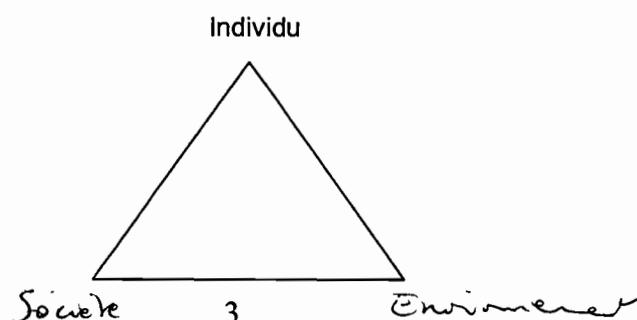
(9) Du point de vue des sciences sociales, ce sont les rapports sociaux qui déterminent comment est régulé le territoire et ses ressources, et la conservation de la nature est par définition un processus social (Brechin et al., 2002), il reste à développer une perspective analytique convainquante de la question des aires protégées. Les outils existants sont certes pertinents, mais ils doivent être adaptés à ce type de situation et associés à un certain nombre d'hypothèses spécifiques. Il me semble qu'il reste à développer une véritable «écologie politique des aires protégées», entendue non pas au sens d'une perspective militante, mais au sens d'une science sociale étudiant comment les facteurs politiques (la façon dont les choix sont faits au sein des sociétés humaines) influencent les questions environnementales. Cette écologie politique doit aussi être acceptée par les écologistes scientifiques comme une discipline autonome, dont les apports à la réflexion sur la conservation est essentiel et déterminant.

Ce texte constitue la première ébauche d'un programme de recherche/réflexion en vue d'élaborer une écologie politique des aires protégées (EP-AP). Il est issu de plusieurs travaux menés depuis 2000 et qui sont en développement. Je développerai quelques-uns des points énoncés en introduction, en développant [au futur] des exemples tirés des travaux de l'équipe du Groupe de recherche sur l'environnement et la gouvernance de l'Institut universitaire d'études du développement (GREG-IUED).

Vers une écologie politique

Face à la multiplication des AP et aux problèmes auxquelles elles se heurtent, il semble impératif de procéder non seulement à un bilan, mais d'analyser la question du social sérieusement. L'écologie politique a deux visages, l'un scientifique et l'autre, étroitement lié au premier, militant. Ce que les différents courants de l'écologie politique ont en commun est d'insister sur la prise en compte des enjeux écologiques dans l'organisation sociale (Lipietz, 2003). En français, davantage que dans le monde anglo-saxon, le terme «écologie politique» se réfère un courant critique de la société moderne. Une lignée de penseurs, tels A. Gorz, A. Lipietz, R. Dumont, J. Ellul, E. Goldsmith, lui a donné ses lettres de noblesse.

Comme le précise Lipietz (2003), si l'écologie scientifique est la science du rapport triangulaire entre les individus d'une espèce, l'activité organisée de cette espèce, et l'environnement de cette activité, l'humain étant une espèce politique, qui s'organise en cités (polis) et conçoit elle-même son organisation et son rapport à son environnement, alors l'écologie politique est l'écologie de l'espèce humaine.



société

Environnement

L'écologie politique est un domaine de recherche dans lequel les scientifiques sociaux ayant des préoccupations écologiques et des scientifiques de la nature intéressés par l'humain se rencontrent autour de questions de l'économie politique (Schubert, 2005). Ils convergent autour d'un certain nombre de questions : comment les structures sociales et naturelles s'influencent-elles ? Comment la façon de concevoir la société et la nature influence-t-elle les interactions humains-nature ? Quels sont les rapports entre l'accès aux ressources naturelles, leur contrôle et le changement environnemental ? Quelles sont les conséquences sociales du changement environnemental ? Quelles sont les conséquences environnementales des rapports sociaux, par exemple des inégalités, de différents modes de gouvernance et de différents types d'institutions ? Quels sont les apports des sciences sociales à la résolution des problèmes environnementaux globaux et aux crises environnementales ? [compléter à partir de Forsyth, 2003]

Mon objectif est plus limité, il est de rassembler, dans la limite de mes intérêts et compétences, les apports des sciences sociales à la réflexion sur un aspect spécifique des relations entre l'humain et l'environnement, les aires protégées, avec pour ambition de développer une approche cohérente, bien entendu critique, mais aussi opérationnelle. Je me propose de développer à partir d'ici les points suivants.

(I) Quelques approches à intégrer à une EP-AP (écologie politique des aires protégées), de la plus philosophique à la plus empirique (visions du monde, analyse des discours, relations Nord-Sud, gouvernance, politiques publiques, territoire, mouvements sociaux, question indigène)

(II) Les conséquences d'une telle perspective et son acceptabilité pour la communauté conservacionniste

2. Quelques approches à intégrer à une EP-AP

Visions du monde

[Discussion sur la base de Agrawal (2005, 1997), Meyer (2001), Ingold (2000), Latour (1999), Lascoumes (1994), Worster (1977), etc.] [Article IFB, article paysages Barcelone]

La définition de ce qu'est la nature est elle-même un enjeu. La perception que nous (Occidentaux) en avons est le produit d'une histoire et d'une culture bien particulières. D'autres cultures ont à l'évidence d'autres visions de la « nature » et de la relation humain-nature (Descola & Pálsson, 1996). Notre propre société n'a pas non plus toujours pensé la nature ou nos relations avec elle comme nous les pensons aujourd'hui. Au cours de l'histoire d'autres civilisations ont développé d'autres représentations de la nature. Dans l'Europe du Moyen âge, l'homme ne se voyait pas comme séparé de la nature (Pálsson 1996). D'ailleurs, cette pensée n'est pas non plus unique et uniforme, même parmi les scientifiques tels les écologistes, et elle représente un enjeu déterminant. Il me semble que cette perception est une clé du problème et que sa modification fait partie d'un début de solution.

La représentation de la nature actuellement dominante repose sur le dualisme nature-société. Elle tire ses racines dans la volonté de dominer la nature qui fonde le mode de connaissance techno-scientifique issu de la révolution moderniste (qui croit pouvoir construire les réalités extérieures qui conditionne son devenir – Muttenezzer 2006) et de l'utilitarisme. Elle reste chargée d'une logique matérialiste consistant à limiter la nature aux êtres physiques non-humains (alors que pour nombre de peuples les êtres mythologiques, les artefacts, les animaux et les humains ne se distinguent pas aussi nettement – Descola 1996).

Il existe selon Pálsson (1996) deux versions de cette dualité nature-société. Pour toutes deux l'humain est le maître de la nature. Pour la première variante, qu'il qualifie d'« orientaliste », la nature n'est qu'un immense réservoir de ressources³, que l'humanité a le devoir de mettre en valeur à son profit. C'est la variante dominante actuellement.

Le rôle de la science y est déterminant. Les sciences de la nature sont, comme toutes sciences, ambivalentes, poursuivant à la fois une quête de la vérité et se mettant au service du pouvoir. Historiquement, la puissance des civilisations expansionnistes a reposé sur des plantes domestiquées dont le surplus de production a permis de créer des classes sociales spécialisées tels les dirigeants, les prêtres ou les soldats, et leur a permis de conquérir leurs voisins. A l'époque moderne, les puissances coloniales ont collecté systématiquement les plantes utiles, les transférant d'un pays à un autre et les mettant en production intensive au service de leurs économies. Le café cultivé, originaire d'Ethiopie, transplanté à Java, a été importé en Amérique par les Hollandais, dérobé par les Français de Guyane à ces mêmes Hollandais et aux Guyanais par les Portugais du Brésil (Juma 1989). A leur tour, les Brésiliens se sont fait subtiliser l'arbre à caoutchouc, par le Britannique Wickam, du Kew Botanical Garden, qui l'a transplanté en Asie du Sud-Est, où il a été mis en plantations intensives, ce qui a provoqué la fin du boom du caoutchouc en Amazonie et l'effondrement de son économie. Les botanistes ont joué un rôle déterminant dans cette aventure impériale. Linné, par exemple, diffuseur du concept d'économie de la nature, met au point un système de classification et un modèle du cycle de l'eau. Mais il voit la nature au service de l'humanité, qui doit, pour rendre hommage à son créateur, l'asservir. Le rôle du savant est d'approfondir et organiser la connaissance en vue de faciliter cette exploitation (Worster, 1977). L'économie globalisée repose entièrement sur cette vision passéiste et irréaliste d'une nature inépuisable que le plus astucieux peut mettre en coupe pour s'enrichir (et, selon la métaphore de la main invisible, poursuivant son propre intérêt, accroître le bien-être collectif).

C'est ce qui caractérise ce que Worster (1977) caractérise d'écologie « impérialiste », mise au service d'un monde instrumentalisé et des rapports de puissance, conception maintenue aujourd'hui en exacerbant la concurrence entre nations, entreprises transnationales et universités ou centres de recherche. Une science au service des puissants qui s'oppose à une écologie « arcadienne », cherchant à découvrir des valeurs fondamentales et à les préserver, en « libérant l'humanité » plutôt qu'en l'asservissant, et qui se rapproche de la quête des penseurs de l'écologie politique.

La seconde variante de cette dualité nature-société, est qualifiée par Pálsson de paternaliste. Elle suppose que la nature est donnée à l'Homme pour en jouir, certes,

³ Pour une discussion sur le concept problématique de « ressources naturelles », supposant le passage de la nature aux ressources, voir Dupré (1996).

mais aussi pour la protéger. Là aussi les experts, tels le philosophe-roi de l'allégorie de la caverne de Platon, apporteront la connaissance nécessaire à cette protection. La nature reste toutefois séparée de l'humain. Fétichisée, elle devient la raison d'être des amants de la nature, prêts à tout pour la défendre.

Paradoxalement certains environnementalistes en arrivent, pour se faire entendre (tout en ménageant leurs bailleurs de fonds), à utiliser une argumentation issue du discours « impérialiste ». Un des exemples récents de cette approche est l'utilisation de la métaphore des « services environnementaux » pour la défense des forêts par certains secteurs « écologistes ». Le fait d'accepter de considérer la nature comme une réserve de « ressources naturelles » mise à la disposition de l'Homme renforce cette vision et va à l'encontre des objectifs poursuivis. Cela a pour conséquence de légitimer ce discours, donc de saper le propre discours de la conservation, mais aussi de limiter la possibilité d'émergence d'une pensée alternative. Certes il s'agit d'une application du dilemme classique (Weber,) de l'éthique de la responsabilité (être réaliste et essayer de sauver ce qui peut l'être à court terme, au risque de renforcer cette vision) versus l'éthique de la conviction (dénoncer l'économie techno-industrielle fondée sur le pillage des ressources au risque de ne pas être pris au sérieux par la science dominante).

Cela conduit à des paradoxes catastrophiques. Par exemple, la structure même de l'industrie agro-alimentaire globalisée conduit à la disparition programmée des petits paysans (et des écosystèmes forestiers tropicaux) et donc des variétés très nombreuses qui sont nécessaires, comme intrants génétiques, au maintien de la productivité de cette même industrie (Hufty 2001). La conservation des variétés contenues dans les banques de semences est à l'évidence un pis-aller. La seule solution passe par une critique radicale de l'agro-industrie et la refondation de l'agriculture sur des bases non-capitalistes.

[Agrawal : *Développement, conservation, même mouvement colonial*]

Analyse du discours environnemental

Tout « objet » (ce sur quoi porte une réflexion systématique), ici la nature ou la relation humains-nature, se construit dans le cadre de règles intelligibles dans un contexte donné. Lorsque cet objet est lui-même un enjeu, s'élabore à son égard un « discours », au sens d'un système de communication qui repose sur l'usage partagé d'un langage, de concepts, d'une vision du monde et de récits ou métaphores.

Le discours permet à ceux qui y adhèrent de donner une cohérence à des éléments apparemment épars et de les interpréter. Ce discours s'institutionnalise en donnant lieu à des solutions, des politiques publiques et à divers arrangements entre acteurs. Lorsque ces arrangements prévalent dans un domaine donné, le discours sur lequel ils reposent peut être dit « dominant » ou, s'il règne sans partage, « hégémonique » (Hajer 1995). Un discours dominant est si familier qu'il passe inaperçu, *a priori* acceptable et accepté malgré le fait qu'il contienne un langage et une idéologie spécifiques : il peut être qualifié de sens commun, au sens d'un ensemble d'idées *a priori* acceptable et accepté, même si cet ensemble suppose en réalité une perspective culturelle particulière et des relations de pouvoir implicites.

Toute communication est une interaction symbolique entre des univers de signification différents, mais aussi un rapport de pouvoir symbolique où s'actualisent les rapports de

force entre les locuteurs. Le langage est un fait social et, comme tel, il reflète les structures de pouvoir inhérentes aux interactions sociales. L'espace au sein duquel se construit le discours peut donc être lu comme un champ social, au sens bourdieusien d'un espace social au sein duquel existe un rapport de force déterminant ce que sera le discours « légitime », et sélectionnant qui aura le pouvoir de dire ce qui est vrai ou de se faire obéir par la voie du langage. Cet espace n'est habituellement pas uniforme : plusieurs discours le traversent, liés à des positions distinctes au sein du champ et aux concurrences propres au marché de la production et de la réception des discours.

Pour Austin (1970), le discours juridique est un acte performatif, qui fait exister ce qu'il annonce. C'est un « acte de magie sociale qui réussit » (Bourdieu 2001). On pourrait en dire autant du discours expert dans les sociétés dites complexes, discours élaboré et relayé par les « communautés épistémiques » conseillères du prince (les réseaux de professionnels ayant une expertise reconnue dans un domaine précis, partageant des croyances communes, dotés d'une influence sur les politiques publiques – Haas 1992 – et qui sont en concurrence pour l'oreille du prince). Le discours produit une série de récits et de métaphores qui ne sont que des représentations de l'objet lui-même, mais qui prétendent décrire la réalité et, lorsqu'ils sont émis par ceux qui ont la « légitimité de la parole », ils produisent la croyance au sujet de la réalité. Dominante, cette croyance, ce discours expert, est performative : elle devient réalité. Elle transforme les perceptions, contraint et exclut (Foucault 1971).

Les mots de tous les jours autant que les mots savants sont donc à prendre tout à fait au sérieux. Et tout chercheur qui aura la prétention de ne pas se contenter de répéter le discours élaboré par d'autres, mais de s'intéresser, à défaut de la maîtriser, à la production du discours dans son domaine de spécialisation, devra passer par une prise de distance face aux concepts, aux idées et aux métaphores qu'il utilise. Chacune de ces idées a une histoire. Elle a été mise au point par quelqu'un. Elle est chargée de sens et repose sur des postulats qui doivent être mis à jour pour en appréhender toute la portée. De même, Comprendre la position depuis laquelle une personne parle est donc une opération essentielle pour comprendre les enjeux sociétaux liés à un domaine donné.

Ecopolitique internationale

La mise en place de mécanismes de conservation de la biodiversité, particulièrement les aires protégées, implique diverses dynamiques à plusieurs niveaux : international, national et local. Il en va de même pour le regard analytique. Pour simplifier l'analyse, l'on peut considérer qu'il s'est progressivement constitué un « régime international de la conservation ».

*[L'organisation de ces différents niveaux et des dynamiques
À quel niveau les processus de gouvernance interagissent avec les systèmes écologiques.
Comment différents sous-systèmes fonctionnent à partir des processus de gouvernance
Peu à peu les pratiques et les normes s'institutionnalisent]*

Pour reprendre la définition classique,

« [An international regime is constituted of a] set of implicit or explicit principles, norms, rules and decision-making procedures around which actors' expectations converge in a given issue-area of international relations. Principles are beliefs of fact, causation and rectitude. Norms are standards of behavior defined in terms of rights and obligations. Rules are specific prescriptions or proscriptions for

action. Decision-making procedures are prevailing practices for making and implementing collective choice » (Krasner, 1982).

[*Importance théorique du concept du point de vue des relations internationales, introduction d'une perspective sociologique et institutionnaliste*] La façon dont les régimes sont structurés, les principes, les normes et les pratiques qu'ils diffusent ont un effet qui dépasse les relations internationales ou les relations Etats-acteurs internationaux, et atteint le niveau « local ». Cette observation entraîne deux conséquences théoriques. J'utilise une définition plus ample du concept, incorporant ses impacts locaux et prenant en compte sa dimension institutionnelle, à partir de l'économie institutionnelle classique de John Commons, tel que proposé dans Hufty et Muttenter (2002) [*à développer*]. La théorie des régimes internationaux constitue un premier outil descriptif et analytique incorporé à l'écologie politique.

Le régime international de la conservation (ci-après RIC) s'est constitué historiquement au cours du 20^{ème} siècle [*histoire, intérêt des Etats et caractéristiques – ONGs, spécialisation, littérature*] (Adams, 2004 ; Rodary et al., 2003 ; Adams & Mulligan, 2003, Ghimire & Pimbert, 1997).

Le passage du paradigme de la conservation « excluante » à celui de la conservation « participative » (Balasinorwala *et al.*, 2004; Philips, 2003) s'explique de la façon suivante :

(1) une coïncidence au Sud entre zones de haute diversité biologique et culturelle. Or ce sont dans ces zones précisément que se multiplient les AP. [*Développer, chiffres*]

(2) l'inacceptabilité morale, sociale et politique du modèle excluant. La réplique au Sud du modèle « excluant » des AP, conçu dans les pays industrialisés, a pu fonctionner sous l'Etat colonial ou néo-colonial, tant qu'existaient les ressources pour exercer un contrôle territorial strict. Les changements politiques et moraux ont rendu ce modèle inacceptable. Au niveau international, deux phénomènes : (a) Le lien entre développement et environnement, après 1972 (Stockholm) et surtout 1992 (Rio), imposait une nouvelle forme de légitimation des AP ; (b) La « redécouverte » et l'idéalisation du local (Hutton et al., 2005), des communautés et de la « société civile », en phase avec le vaste mouvement de décentralisation lié au « moins d'Etat » des années 1980-90. Au niveau national, la plupart des Etats du Sud affichent une idéologie anti-coloniale et mettent en avant le développement et la réduction de la pauvreté (même si c'est souvent une forme de populisme). Le modèle excluant et la mise en réserve des ressources pouvant servir au développement ou à satisfaire les besoins locaux (alors que l'Etat est souvent absent) est indéfendable dans cette perspective [*Développer, sources*].

Dans les cas où il n'y avait pas d'accord entre utilisateurs habituels (appelons-les populations locales) d'un territoire et « conservationnistes », il a été constaté que la conservation ne pouvait fonctionner en dehors de la participation des populations locales (Colchester etc.).

Dans ces circonstances, la « conservation participative » (Rodary et Castellenet, 2003) constitue un compromis (d'aucuns diraient un malentendu productif permettant un consensus politique tactique entre acteurs aux idées opposées, permettant de repousser la confrontation) entre les conservationnistes et les développeurs. Les conservationnistes, de toute façon partagés en deux courants (l'un dominant, réaliste face aux échecs des AP excluantes, l'autre minoritaire, idéaliste et favorable au modèle

excluant), étaient prêts à accepter l'intégration du facteur humain dans les AP, puisque cela s'accompagnait d'un fort accroissement du nombre et de la surface des AP (que de toute façon ils n'arrivaient pas à suivre !). Pour les développeurs, sous l'emprise de l'idéologie du local [*Banque mondiale...*], cela permettait de mettre en pratique la décentralisation et la gestion locale des ressources.

[Liens entre le régime global de l'aide au développement et le régime global de la conservation]
[recherche sur la CITES]

Gouvernance

La gouvernance, dans l'approche développée à l'IUED (Hufty 2007a et 2007b), se réfère à la fois à un type de faits sociaux (la gouvernance) et à une méthodologie permettant de les observer (le cadre analytique de la gouvernance). La gouvernance s'observe dans les processus formels et informels d'interaction, de prise de décision et d'institutionnalisation (de création / intériorisation de normes et de règles), réunissant l'ensemble des acteurs impliqués relativement à un enjeu collectif, quelle que soit leur nature.

Comme fait social, la gouvernance « est ». Elle n'est ni bonne ni mauvaise a priori, mais est dotée de caractéristiques analysables et interprétables. Elle peut être analysée de façon non normative et non prescriptive (même si du point de vue épistémologique, toute théorie, élément nécessaire à l'analyse, repose *in fine* sur des valeurs). La gouvernance n'est donc pas un « modèle » qu'il est « souhaitable d'encourager », et il ne peut y avoir plus ou moins de gouvernance.

Cette approche est généralisable. Toute société ou sous-société, qu'elle soit locale, nationale ou internationale, à toute époque, est dotée d'un processus de gouvernance. Cette gouvernance n'est pas équivalente au système politique, car applicable à des entités sous-étatiques et / ou privées. Les processus de gouvernance de différentes sociétés, en différents lieux et temps, prennent diverses caractéristiques qui peuvent être analysées à l'aide d'une méthodologie que nous nommons « cadre analytique de la gouvernance ».

Le cadre analytique proposé se compose de cinq éléments : des enjeux ; des acteurs ; des points nodaux ; des normes ; un processus. Les processus, les acteurs et les normes peuvent être formels, c'est-à-dire reconnus par les acteurs porteurs d'autorité dans la société concernée (cette reconnaissance est « légale » au niveau des sociétés dotées d'un droit positif), ou informels, définis par la pratique des acteurs.

Chacun de ces éléments peut faire l'objet d'une analyse à l'aide de cadres conceptuels permettant le passage entre l'observation empirique et la généralisation théorique. Les cadres conceptuels utilisés sont issus de différentes disciplines des sciences sociales, la gouvernance relevant aussi bien du politique que de l'économique, du juridique, du sociologique ou de la psychologie sociale, etc. L'approche et son objet ne peuvent être complètement appréhendés que par le recours à diverses approches disciplinaires, à leurs méthodes et outils.

L'ensemble des cadres conceptuels utilisés peut être qualifié de cadre interprétatif. Ce cadre interprétatif est interdisciplinaire. Cette approche rompt avec une approche étroitement liée à la science du politique et fait de la gouvernance un « concept

passerelle » entre disciplines. Techniquement, il s'agit d'une interdisciplinarité « étroite », limitée aux sciences sociales et non à toutes les sciences.

Diverses configurations de ces éléments peuvent être regroupées en modèles de gouvernance types généralisables. Un objectif de recherche est d'identifier des types de gouvernance, leurs caractéristiques et leurs effets, ainsi que de formuler et tester des hypothèses sur leurs dynamiques et leurs effets. Cette typologie devrait être produite, différenciée et testée à partir d'études empiriques. C'est dans l'interprétation, par l'application de théories, d'ensembles cohérents de propositions ayant pour but l'explication d'un phénomène, ou d'hypothèses, de propositions provisoires relatives aux liens entre des éléments observés, que cette perspective prendrait sens.

Les conséquences de divers modèles de gouvernance sur une variable dépendante peuvent être mesurées, à condition de pouvoir disposer d'indicateurs, d'un cadre d'analyse et de techniques appropriés. Par exemple l'impact d'un modèle donné de gouvernance sur le niveau de conflictualité autour d'une AP peut être analysé. Dans la perspective d'une intervention (par exemple de développement), la gouvernance peut être considérée comme une variable intermédiaire. Elle produit des effets sur une variable dépendante (le problème). Elle dépend elle-même de certains facteurs (variables indépendantes) qui la déterminent. Il est bien entendu possible qu'elle ne constitue qu'une cause parmi d'autres par rapport au problème étudié.

[Développer, adapter, exemples]

Etat, politiques publiques

[Développer : Zerner, 2000 ; Long, 2001 ; Keeley & Scoones, 2003 ; Muller & Surel, 1998 ; Pierre & Peters, 2000, etc.]

Gouvernementalité

Le discours sur les autochtones, en Amérique latine, a été produit historiquement par les acteurs coloniaux (prêtres, *conquistadores*, etc.), puis par les sociétés créoles. Il l'est désormais par les ONG, les organisations internationales et les administrateurs modernes. Bien que ce discours semble aujourd'hui être plus positif, l'autochtonie continue d'être une catégorie déterminée de l'extérieur, par une articulation entre savoirs et pouvoirs caractéristique d'une situation de domination. Cette stigmatisation d'un « autre » s'est imprégnée dans les représentations sociales par son institutionnalisation dans un véritable processus de « gouvernementalisation », au sens de Foucault⁴.

⁴ « Par ce mot de « gouvernementalité », je veux dire trois choses. Par gouvernementalité, j'entends l'ensemble constitué par les institutions, les procédures, analyses et réflexions, les calculs et les tactiques qui permettent d'exercer cette forme bien spécifique, bien que complexe, de pouvoir, qui a pour cible principale la population, pour forme majeure de savoir, l'économie politique, pour instrument technique essentiel les dispositifs de sécurité. Deuxièmement, par « gouvernementalité », j'entends la tendance, la ligne de force qui, dans tout l'Occident, n'a pas cessé de conduire, et depuis fort longtemps, vers la prééminence de ce type de pouvoir qu'on peut appeler le « gouvernement » sur tous les autres : souveraineté, discipline ; ce qui a amené, d'une part, le développement de toute une série d'appareils spécifiques de gouvernement et, d'autre part, le développement de toute une série de savoirs. Enfin, par gouvernementalité, je crois qu'il faudrait entendre le processus ou, plutôt, le résultat du processus par lequel l'Etat de justice du Moyen Age, devenu aux X^e et XVI^e siècles Etat

Ainsi, pour obtenir les droits à la terre qui vont avec les nouvelles législations environnementales, impulsées par le régime international de la conservation (Rodary et al. 2003 ; Hufty 2001), et qui apparaissent elles aussi comme un progrès, ils doivent passer par un processus de bureaucratisation au cours duquel ils doivent se déclarer officiellement d'une ethnie ou d'une communauté déterminée et entrer dans des processus de reconnaissance et de négociation extrêmement complexes, qui demandent des compétences qu'ils n'ont souvent pas. Bien entendu, les autochtones ne sont pas passifs. Alors qu'ils ont appris durant des siècles à mépriser leurs propres cultures et cette identité, quelques-uns ont résisté à cette domination et appris à utiliser stratégiquement la situation. Leurs représentants sont devenus habiles tactiquement dans les espaces internationaux et nationaux de négociation, utilisant l'image qui leur est attribuée et forgeant des alliances avec des acteurs internationaux pour gagner des droits territoriaux et politiques en invoquant la conservation de la biodiversité ou les droits humains (Hufty et Bottazzi 2006).

Ils ne maîtrisent cependant pas les règles de production du discours dominant, et en acceptant de jouer le jeu pour gagner des espaces aux interstices de l'hégémonie, ils confortent, au sein des régimes de la conservation et du développement, leur position de dominés. Dans le « marché des échanges linguistiques », ils sont les moins dotés en capitaux (Bourdieu, 2001). Dominés symboliquement, leur prestige est en général bas au sein des Etats-nations. Ils ne maîtrisent que difficilement la langue espagnole ou brésilienne, dominantes dans les espaces politiques nationaux, ou anglaise, dominante au niveau international; souvent moins instruits que la moyenne nationale, ils sont incapables d'imposer des critères plus favorables à leurs « produits » culturels ou linguistiques et, lorsqu'ils s'expriment, « ils s'autocensurent, anticipant une réception moins favorable pour leur produit linguistique de second niveau », pour reprendre Bourdieu (Hufty et Bottazzi 2006).

Je prends pour exemple le cas des aires protégées accordées aux autochtones tout le long du Piémont andin (Bolivie et Pérou). Ce qui accordé aux autochtones est l'usufruit du sol, pas celui du sous-sol, qui reste propriété de l'Etat et sujet à l'exploitation (gaz, pétrole). Or la cosmologie autochtone ne différencie pas le sous-sol du sol ou du ciel, mais de surcroît, la soit-disante communauté d'intérêts entre autochtones et environnementalistes est utilisée par l'Etat central de ces pays comme une façon d'accroître son contrôle sur des territoires qui lui échappaient jusque là et sur les autochtones.

La gouvernementalisation des autochtones s'accompagne d'une acculturation et d'une entrée dans l'économie de marché. C'est ici que se présente un second problème, ontologique et politique, encore plus fondamental que la question politique. Les postulats liés à la proposition de compensation des services environnementaux supposent une vision bien particulière de la nature.

Territoire

[Développer]

Le choix de l'usage du territoire et de ses ressources est un révélateur des modes d'organisation, de domination, et des processus de gouvernance préexistants d'une

administratif, s'est trouvé petit à petit « gouvernementalisé ». FOUCAULT, M., 1994, *Dits et Ecrits. 1954-1988*, Paris, Gallimard : 655.

société. L'enjeu central réside dans le contrôle de la légitimité de la production normative au sujet du territoire. Les référentiels et les échelles de temps constituent des enjeux enchâssés dans celui-ci. A l'image du champ social bourdieusien, l'ensemble de ces enjeux peut faire l'objet à un premier niveau du jeu stratégique des acteurs exerçant diverses formes de pouvoirs. Celles-ci sont liées aux ressources matérielles et immatérielles mobilisables par chaque acteur, selon sa volonté, sa perception de l'importance de l'enjeu, et sa capacité. Les gains (légitimité, normes, ressources) sont eux-mêmes des ressources éventuellement mobilisables dans ce jeu. A un second niveau, ce jeu des acteurs représente une interaction entre des univers de signification partiellement compatibles (coopération) ou non (conflit). Ceux-ci sont associés aux systèmes de représentation, à l'organisation sociale, à la mise en valeur du territoire et aux stratégies des acteurs en concurrence pour une ressource ou un territoire donnés.

De façon schématique, la société techno-industrielle, est fondée sur la propriété, un temps social linéaire (progrès, croissance), mais aussi une recherche de profits à court terme lié à la logique de l'agro-industrie de type capitaliste ou à une logique prédatrice. Les sociétés paysannes ou forestières sont fondées sur la possession, et un temps cyclique et discontinu. Sur le temps long l'individu n'est alors que le relai entre les ascendants et les descendants. Sur le temps médian, la vie est organisée selon des cycles liés à la nature. La société techno-industrielle est liée au court terme et génératrice de fractures autant sociales qu'écologiques, alors que la seconde s'harmonise davantage avec l'esprit du concept de développement durable et la prise en compte des solidarités inter-générationnelles. Entre ces deux extrêmes, toutes les nuances sont imaginables.

Sur le flanc oriental des Andes, lorsque des aires protégées se trouvent en contact avec un front pionnier agricole, les confrontations entre ces logiques sont exacerbées. La colonisation impose de nouveaux rapports entre la société et la nature. Formellement, il existe un certain nombre de prescriptions légales encadrant l'usage du sol, mais en pratique, elle s'effectue souvent sans aucune planification. Les terres publiques sont considérées comme des réserves agricoles ouvertes, à l'image de la tragédie des communaux de Hardin et font l'objet de spéculation ou de prédation. Les groupes dominés sont repoussés au-delà des terres mises en valeur de façon intensive et servent de pionniers pour ouvrir de nouvelles terres. Seule une minorité parvient à passer de la possession à la propriété foncière. Ils sont vulnérables face à ceux qui savent utiliser la loi, subordonner les fonctionnaires publics et utiliser la force. Cette dynamique est à l'évidence génératrice de conflits.

Deux logiques supplémentaires se retrouvent sur les cas que nous observons (Pizarro, Argentine ; Pilon-Lajas, Bolivie ; Amarakaeri, Pérou). D'une part l'internationalisation de la conservation, et l'impact national et local du régime international de la conservation, et d'autre part le renforcement politique des populations autochtones habitant les aires protégées. Se jouent des enjeux considérables au regard du développement durable. L'Argentine, la Bolivie et le Pérou sont à un tournant. Sociétés du nouveau monde organisées en fonction de la conquête d'un espace perçu comme pratiquement illimité, elles réalisent que l'espace devient plus rare et fait l'objet d'une concurrence plus grande, ne fut-ce que parce qu'il n'est plus possible de chasser les autochtones de leurs terres aussi facilement qu'avant et que la pression des conservationnistes s'accroît. Une certaine rationalisation, un aménagement du territoire intégrant les valeurs de durabilité et de responsabilité trans-générationnelle (proche de l'univers de signification des dominés !), semble inévitable. L'apparition récente de mouvements environnementaux

capables de mobiliser les urbains reflète sans doute ce tournant. Il est aussi lié à la mondialisation, qui a permis aux mouvements écologistes globaux (Greenpeace, WWF International, etc.) de créer, en alliance avec des mouvements nationaux, une dynamique en phase avec les préoccupations écologiques globales. L'utilité marginale croissante des forêts naturelles correspond donc avec l'émergence du mouvement environnementaliste national et une politisation accrue des aires protégées.

Mouvements sociaux

[Développer : Scott, 1985 ; Marques-Pereira et Bizberg, 1995 ; Yashar, 2005 ; Escobar & Alvarez, 1992 ; Alvarez, Dagnino & Escobar, 1998 ; Della Porta, 1999, etc. intégrer à la bibliographie]

La question « indigène »

[Développer : Hufty & Bottazzi, 2005a et 2006b ; Anderson & Berglund, 2003 ; Netting, 1977 ; Ghimire & Pimbert, 1997 ; Crumley, 2001 ; Fritz, 2005 ; Berkes & Folke, 1998, etc.]
[Articles Lausanne, Bruxelles, NSS]

Les peuples autochtones sont des survivants. Les peuples dominants ou conquérants les ont éliminés physiquement, mis en esclavage et marginalisés économiquement. Les génocides se sont accompagnés d'ethnocides (destruction intentionnelle de l'identité d'un groupe) et aujourd'hui d'un écocide (mise en danger de la biosphère). Mais depuis 30 ans un changement important a eu lieu, qui s'exprime à la fois dans une mobilisation politique, l'apparition de fédérations et de mouvements internationaux appuyés par de nombreuses organisations et d'importants progrès en matière de droits nationaux et internationaux.

La création d'un nom croissant d'AP dans le piémont andin répond à une nouvelle étape des relations entre les sociétés dominantes et les peuples autochtones. Apparemment, l'alliance entre des environnementalistes et les indigènes, comme le renforcement général du « local », a facilité l'obtention de droits territoriaux et de citoyenneté auparavant impensables. En fait, avec un autre regard, on peut interpréter comme une forme mise à jour de la gouvernementalité, un malentendu productif dans lequel chaque acteur continue d'utiliser une combinaison évolutive de collaboration et confrontation stratégique. À la différence du passé, les indigènes se trouvent dans une position politique plus forte. Mais le prix culturel pourrait être très important. Cette dynamique est contradictoire et paradoxale.

Les peuples autochtones sont réputés être « proches de la nature », en particulier depuis la conférence de Rio en 1992 et du fait du discours associé au régime global de la conservation. Ils figurent de plus en plus dans les programmes de conservation ou de « développement durable » comme « gardiens de la biodiversité » (Krech III, 1999). Cette idée correspond dans certains contextes à la réalité, mais elle est aussi un élément d'un discours stratégique utilisé par plusieurs types d'acteurs pour des objectifs potentiellement contradictoires. L'idée du gardiennage suppose en effet des communautés identifiées à la nature même, ou qui seraient les détentrices de savoirs écologiques recelant des potentialités extraordinaires. Cet imaginaire est soutenu tant par les autochtones que par les non autochtones.

Les ONG et les organisations internationales liées aux régimes globaux de la conservation et du développement participent au maintien de cet imaginaire, qui a la double fonction de légitimer les forums internationaux auxquels les représentants des peuples autochtones et les programmes de conservation, dans la logique dominante de la participation locale. Les peuples autochtones et leurs représentants ont adopté ce discours comme stratégie pour atteindre des objectifs tels que la reconnaissance politique, que nous qualifions de citoyenneté, et territoriale. La proximité à la nature et le rôle de gardien sont invoqués dans la mesure où ils permettent de créer des alliances avec les organisations internationales ou les ONG dans un jeu de négociation avec les Etats et les acteurs nationaux. Ces alliances leur ont permis d'atteindre des objectifs concrets, participation citoyenne, droits collectifs, autodétermination, qui leur étaient inaccessibles auparavant.

Paradoxalement, la mondialisation et le redéploiement partiel des Etats nationaux, l'ajustement économique et l'ouverture de l'espace public, a eu pour conséquence l'ouverture d'un interstice dans lequel se sont engouffrés certains peuples autochtones et leurs représentants, à leur bénéfice. Alors que d'un côté, l'économie-monde capitaliste tend à subordonner les peuples tout en les uniformisant, de l'autre, elle leur a donné la possibilité de se doter de structures politiques leur permettant une résistance efficace. Cette utilisation stratégique des discours globalisés peut donc être interprétée comme la continuité ou comme un renouveau de la résistance à un système de domination mis en place avec la colonisation de l'Amérique, ou plus prosaïquement, comme une utilisation stratégique d'« avantages comparatifs » à des fins politiques et économiques.

3. Les conséquences d'une telle perspective et son acceptabilité pour la communauté conservationniste

Un bilan mitigé des aires protégées

Les innovations successives consistant à mettre en adéquation les AP avec la volonté de développement (donc de prise en compte des populations locales), les zones-tampons (Martino, 2001 ; [source]), les programmes de conservation et de développement intégré (Brandon & Wells, 1992 ; [source]) et les projets de gestion des ressources naturelles communautaires (*community-based natural resource management*) (Wainwright & Wehrmeyer, 1998 ; [source]) ont connu des succès mitigés [Colchester et autres].

Les résultats des AP sont insatisfaisants pour les conservationnistes (Locke & Dearden, 2005). De plus, ils reprochent à ce nouveau paradigme de convertir quelques-unes des plus belles AP en « réserve d'indiens » [arguments, source] et invoquent la nécessité d'une stricte protection des « trop rares » AP, seules à même d'assurer le maintien d'écosystèmes fragiles, alors qu'il devient patent, en constatant que la dégradation des écosystèmes y compris ceux qui sont protégés, se poursuit, que la conservation participative n'a rien de soutenable (Oates, 1995 et 1999 [développer l'argument]).

Il existe trois réactions face à ce dilemme : la tentation du retour au modèle exclusif (« *Back to the barriers!* »), une demande pour l'approfondissement de ces expériences, corrigées de leurs défauts et avec plus de temps, et une position qui interroge l'ensemble des modèles à partir d'une perspective holistique et critique (Hutton et al., 2005). Le problème est que s'il existe de nombreuses études individuelles d'AP dans lesquelles un modèle participatif a été testé, donc une partie concluent à l'échec tout en suggérant des correctifs alors que l'autre partie se contente de décrire la mise en place de ces

expériences sans en tirer de conclusion (mais en réaffirmant les postulats du paradigme), en revanche il n'existe aucune étude systématique des effets réciproques de la relation conservation – participation – développement. C'est précisément l'objet d'un projet de recherche⁵ qui a été lancé en novembre 2006 à Paris.

[Développer]

L'intégration des sciences sociales aux problématiques de la conservation

Face à des interactions complexes comme la demande internationale pour certains produits ou les politiques publiques, les perturbations anthropiques sur lesquelles il semble le plus aisé d'agir sont celles qui sont dues aux populations locales. Dans la rhétorique conservacionniste, les populations riveraines les aires protégées sont responsables au premier degré de la menace qui pèse sur le milieu naturel. Il y a grosso modo deux façon de gérer cette situation : ou l'accès aux aires protégées est limité et contrôlé, ou les populations riveraines sont intégrées au système de conservation, y collaborant en échange d'avantages ou de compensations.

Volonté de prise en compte du social (histoire du nouveau paradigme et r-ole qcru pqr conséquence des sciences sociales) mais gros problème à 4 niveaux : 1) problème d'intégrer approches sciences sociales ; 2) problème d'efficacité (tenir compte des populations ralentit ; 3) prise en compte symbolique, pas réelle ; 4) capacité limitée, étant donné le nombre de parcs créés.

Un premier problème est l'intégration des questions et perspectives des sciences sociales dans la réflexion sur les aires protégées et dans leur conception. Le problème est double. D'un côté, malgré le développement d'approches interdisciplinaires, les sciences sociales *mainstream* restent campées sur des thèmes classiques. C'est le cas par exemple de la science politique. Au cours des 20 dernières années, sur 2000 articles des cinq principales revues de sciences politiques des Etats-Unis, un seul abordait la conservation de la biodiversité (Agrawal & Ostrom, 2006). Peu de chercheurs des départements de science politique s'intéressent à l'écologie, et lorsqu'ils le font, c'est soit à un niveau très abstrait, au niveau des Etats ou des relations internationales. Bien que l'écologie politique ait gagnée ses lettres de noblesse (Forsyth, 2003), les politologues qui s'intéressent à l'écologie travaillent généralement dans des centres ou des programmes interdisciplinaires. L'écologie politique est maintenant devenue un courant qui a ses lettres de noblesses. L'anthropologie (ou la socio-anthropologie) est certes plus proche de l'écologie par la proximité des populations autochtones avec la « nature » (Descola & Pálsson, 1996), mais elle aussi à partir de thèmes classiques (autochtones, famille, pouvoir, etc.) et souvent dans des débats très théoriques et auto-référentiels. L'économie néo-classique est directement mise à contribution, principalement pour développer des modèles relatifs à l'estimation des coûts ou des bénéfices de diverses alternatives.

De l'autre côté, les scientifiques de la nature s'intéressent relativement peu aux apports des sciences sociales. Au pire, ils n'en perçoivent pas l'intérêt, au mieux, les sciences sociales sont instrumentalisées pour répondre à des besoins spécifiques : comment « sensibiliser » les populations locales à la nécessité de conserver une espèce donnée ? Quelles sont les institutions locales que l'on peut mobiliser ou transformer pour

⁵ EEPa. Participation, conservation and livelihoods: Evaluating the effectiveness of participatory approaches in protected areas (IUED, IRD, MAB, IUCN).

améliorer la conservation ? Comment calculer les services environnementaux que prête telle massif forestier, en vue de convaincre les autorités de la pertinence de sa conservation ?

Sciences sociales, sciences instrumentales ?

Un exemple peut être tiré d'un projet de recherche mené conjointement par le Musée d'Histoire naturelle de Genève, le WWF, l'Ifremer et l'IUED à Madagascar (projet DESAT)⁶. Une étude des populations locales a été incorporée lors de l'élaboration du projet, dont l'objectif est de faire un diagnostic environnemental et social relativement aux tortues de mer qui se reproduisent aux alentours des Îles Baren et sont traditionnellement une proie de choix pour les pêcheurs Vezo, ceci en vue de l'établissement éventuel d'une aire marine protégée. Sans entrer dans les détails, l'objectif des initiateurs du projet est avant tout de mettre en place un système de protection des tortues marines (formellement protégées, mais sans contrôle de l'Etat, pratiquement absent de cette partie du territoire national).

L'objectif de protection (louable en soi !) s'affiche ouvertement dans les premières versions du projet avant que le partenaire des sciences sociales (IUED) ne soit consulté et ne mette comme condition à sa participation que le diagnostic environnemental et social doive précéder toute action de conservation. La participation du Groupe de recherche sur l'environnement et la gouvernance de l'IUED apporte un atout au projet, assurant son interdisciplinarité et permettant le financement par le RUIG⁷. Cette condition est donc acceptée et comprise rationnellement. Dans les faits, les activités de « sensibilisation » ont débuté dès l'arrivée des chercheurs, qui ont tenté de persuader les pêcheurs d'arrêter de chasser la tortue de mer. Les mises en garde contre un triple problème (absence des données permettant une intervention ; identification des chercheurs à l'appareil (répressif) d'Etat ; report conséquent des activités de chasse à la tortue, hautement valorisées symboliquement, dans la clandestinité) ont été prises en considération. Mais il apparaît évident que la participation des sociologues (de chercheurs des sciences sociales au sens large) est ressentie par les biologistes comme une contrainte et que sa seule justification est d'identifier les institutions coutumières locales mobilisables pour la conservation (ce qui n'est pas certain). Ce projet n'étant pas terminé, c'est une hypothèse, mais l'on peut soupçonner que tout résultat « social » mettant en question l'objectif principal de mise en place d'un système de protection sera rejeté.

Une telle analyse fait apparaître davantage une volonté d'instrumentalisation qu'une méthodologie interdisciplinaire. L'interdisciplinarité, telle que définie par Jollivet et Legay (2005 : 184), est « une démarche de recherche construite en assemblant de façon méthodique des connaissances, des points de vue, des techniques de travail provenant de disciplines différentes ». Elle suppose la coopération active entre des chercheurs de plusieurs disciplines pour élargir leur compréhension d'un phénomène particulier ou la réalisation d'un projet commun. Le premier pas vers l'interdisciplinarité est la construction (ou la reconstruction) conjointe d'un objet, qui ne devrait donc pas être fragmenté entre les disciplines, mais rester collectif. Il va de soi qu'un tel dispositif demande une réflexion théorico-épistémologique approfondie, laquelle n'a pas été incorporée dans ce projet. Dans le cas de recherches impliquant une action (recherche-action), nous allons plus loin que l'interdisciplinarité.

Par conviction, il nous semble que toute recherche de ce type devrait intégrer les populations concernées à la fois dans la définition des problèmes, des protocoles de recherche, des outils et des solutions proposées. Cette perspective inspirée par l'approche de la transdisciplinarité qui s'est développée dans les pays germanophones (Pohl, 2001 ; Häberli et al., 2001) nous semble la seule à même de donner la parole aux populations concernées par la conservation.

De fait, il subsiste un système d'incitation défavorable aux objets non traditionnels ou à l'interdisciplinarité. Dans les communautés académiques fermées aux échanges disciplinaires, le chercheur interdisciplinaire se voit dévalorisé en terme d'avancement et

⁶ « Réseau interdisciplinaire pour une gestion durable de la biodiversité marine : Diagnostic Environnemental et Social Autour des Tortues marines dans le sud-ouest de l'Océan Indien », financé par le Réseau universitaire international de Genève.

⁷ La participation d'une institution universitaire genevoise est requise par ce mécanisme de financement.

de publications. Le réflexe disciplinaire a la peau dure. L'interdisciplinarité ne se décrète pas. Elle est avant tout une relation entre des personnes, dotées de sensibilités différentes certes, mais ayant en commun la volonté de dépasser les limites disciplinaires. Et cette volonté naît souvent en réalisant l'incapacité de l'approche mono-disciplinaire d'appréhender des objets complexes. Mais sans une étroite vigilance, les habitudes et les contraintes reprennent en effet vite le dessus face aux difficultés que rencontrent les chercheurs. L'enracinement disciplinaire et institutionnel, les pressions pour obtenir rapidement des résultats communicables, les systèmes d'évaluation et de publication mono-disciplinaires et les difficultés de concilier des paradigmes différents représentent autant d'incitations à baisser les bras. Même si un nombre croissant de projets de recherche annoncent leur « interdisciplinarité », en particulier du fait de son imposition comme critère par les agences internationales et nationales de financement de la recherche. Il s'agit souvent en réalité de d'une juxtaposition de disciplines observant chacune une partie d'un objet commun (souvent fragmenté⁸), mais sans coordination, chaque chercheur travaillant plutôt côte-à-côte qu'en inventant de nouvelles démarches et pratiques.

[Apparition du nouveau paradigme et lutte intestine...]

Bibliographie

Agrawal & Ostrom, 2006

Agrawal, A. 1997. « The politics of development and conservation: legacies of colonialism ». *Peace & Change*, 22 (4) : 463-482.

Agrawal, A. 2005. *Environmentality: Technologies of Government and the Making of Subjects (New Ecologies for the Twenty-First Century)*. Duke University Press.

Anderson D.G. & Berglund. 2003. *Ethnographies of Conservation*. New York, Berghahn.

Austin J.L. 1970. *Quand dire, c'est faire*. Paris, Seuil, Points.

Balasinorwala, T., Kothari, A. and Goyal, M., 2004, *Participatory Conservation: Paradigm shifts in International Policy*, IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge, UK, and Kalpavriksh, India.

Berkes, F. & Folke, C. (editors). 1998. *Linking Social and Ecological Systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press.

Berrett, C., Gibson, C., Hoffman, B., & McCubbins, M. 2006. « The complex link between governance and Biodiversity », *Conservation Biology*, 20 (5) : 1358-66.

Bourdieu, P. 2001. *Langage et pouvoir symbolique*. Paris, Seuil, Points.

Brechin, S.R., Wilshusen, P.R., Fortwangler, C.L. & West, P.C. 2002. « Beyond the square wheel: Toward a More Comprehensive Understanding of Biodiversity Conservation as Social and Political Process », *Society and Natural Resources*, 15 : 41-64.

Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P. & Spalding, M. (comp.). 2003. *2003 United Nations List of Protected Areas*. Gland and Cambridge, IUCN, UNEP-WCMC.

Corcoran, B. & Petermann, T. 2003. Building capacity amongst Protected Area agency staff in East and Southern Africa: lessons learned from InWEnt's Seminars on Sustainable Tourism. Paper presented at the Fifth World Parks Congress, Durban, South Africa.

Crumley, C. (ed.). 2001. *New Directions in Anthropology and Environment*. Walnut Creek,

⁸ Découpé en éléments appréhendables d'une perspective disciplinaire. Cette fragmentation peut être complète et cohérente ou non.

Altamira Press.

Descola, P. & Pálsson, G. (Eds.), *Nature and Society : Anthropological Perspectives*. London, Routledge.

Dupré, G. 1996. « Y a-t-il des ressources naturelles ? ». *Cahiers des Sciences Humaines*, 32 (1) : 17-27.

Escobar, A. 1998. « Whose Knowledge, Whose nature? Biodiversity, Conservation, and the Political Ecology of Social Movements », *Journal of Political Ecology*, 5 : 53-82.

FAO. 2004. FAOSTAT, Land Use Data - last updated July 2004. <http://faostat.fao.org/faostat/collections?subset=agriculture>. Accessed on 23 Sep 2004.

Forsyth, Tim. 2003. *Critical Political Ecology. The Politics of Environmental Science*. London, New York: Routledge

Foucault, M. 1971. *L'ordre du discours*. Paris, Gallimard.

Fritz, J.-C., Deroche, F., Fritz, G. et Porteilla, R., 2005. *La nouvelle question indigène : Peuples autochtones et ordre mondial*, Paris, L'Harmattan.

Ghimire, K.B. & Pimbert M.P. 1997. *Social Change and Conservation, Environmental Politics and Impacts of National Parks and Protected Areas*, London, Earthscan.

Gurung, G., Hufty, M., Hurni, K., Kollmair, M., Ludi, E., Maselli, D. 2004. Mountains: Special Places to be Protected? The evolution of conservation in mountainous areas. Unpublished manuscript.

Hajer, M. 1995. *The Politics of Environmental Discourse : Ecological Modernization and the Policy Process*. Oxford, Oxford University Press.

Hufty, M. & Muttenzer, F. 2002. « Devoted Friends: The Implementation of the Convention on Biological Diversity in Madagascar », in Le Prestre (ed.), *Governing Global Biodiversity: The Evolution and Implementation of the Convention on Biological Diversity*, London, Ashgate.

Hufty, M. 2001. « La gouvernance internationale de la biodiversité », *Etudes Internationales*, 32 (1), mars : 5-29.

Hufty, M. 2006. « Gouvernance et conservation en Argentine, le cas Pizarro », soumis à *Natures, Sciences, Sociétés*.

Hufty, M. 2006. « Aires protégées : la difficile participation des populations locales », *Hotspot*, 14, 2006 : 11.

Hufty, M. 2006. « Le développement durable et sa gouvernance : un conflit entre modèles de civilisation insoluble localement ». *Natures, Sciences, Sociétés*. Vol. 14 (2) : 163-165.

Hufty, M. 2006. « Le soja en Amérique du Sud ou le cauchemar de Humboldt », *La Revue Durable*. No. 20 : 46-47.

Hufty, M. 2006. « Les humains dans la nature : vers une uniformisation des représentations ? », Communication présentée aux 4èmes journées de l'Institut Français de la Biodiversité.

Hufty, M. 2007a. « L'objet gouvernance », in *Jeux de gouvernance: Regards et réflexions sur un concept*, sous la direction de Marc Hufty, Alexandre Dormeier-Freire et Pauline Plagnat. Karthala, Paris. A paraître.

Hufty, M. 2007b. The Governance Analytical Framework. NCCR Working Paper. In prep.

Hufty, M. et Bottazzi, P. 2005a. « Citoyenneté 'autochtone' et réformes environnementales en Amazonie bolivienne », Bulletin d'études bolivianistes *Lazos*, No. 7, Paris, Université Paris X-Nanterre, avril 2005 : 135-146.

Hufty, M. et Bottazzi, P. 2005b. « Gobernanza de los bosques y conservación en Bolivia ». In ¿ A Dónde va Bolivia ? Gobernancia, Gobernabilidad y Democratización. Bajo la coordinación de M. Hufty, C. Auroi y M. De La Fuente. Plural. La Paz : 149-181.

- Hufty, M. et Bottazzi, P. 2006a. « Gouvernance environnementale et citoyenneté autochtone en Amazonie bolivienne » (avec Patrick Bottazzi), soumis à *Problèmes d'Amérique latine*.
- Hufty, M. et Bottazzi, P. 2006b. « Peuples indigènes et citoyenneté en Amérique latine : entre adaptation et résistance à l'ordre mondial », in G. Froger (Ed.), *La mondialisation contre le développement durable ?* Bruxelles, Peter Lang. 2006 : 181-197.
- Ingold, T. 2000. *The Perception of the Environment: Essays in livelihood, dwelling and skill*, London, Routledge.
- Jollivet, M. et Legay, J.-M. 2005. « Canevas pour une réflexion sur une interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences sociales », *Natures, Sciences, Sociétés*, 13 (2) : 184-188.
- Karl S. Zimmerer, K.S. & Bassett, T.J. (Editors). 2003. *Political Ecology: An Integrative Approach to Geography and Environment-Development Studies*, The Guilford Press.
- Keeley, J. et Scoones, I. 2003. *Understanding Environmental Policy Processes : Cases from Africa*, London, Earthscan.
- Kollmair, M., Gurung, G., Hurni, K. & Maselli, D. 2005. « Mountains: Special places to be protected? An analysis of worldwide nature conservation efforts in mountains ». *The International Journal of Biodiversity Science and Management*. 1 (4) : 181-189.
- Krasner, S. 1982. « Structural Causes and Regimes Consequences: Regimes as Intervening Variables ». *International Organisation*, 36 (2) : 185-205.
- Latour, B. 1999. *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*. Paris. La Découverte.
- Lascoumes, P. 1994. *L'éco-pouvoir: Environnement et politiques*. Paris, La Découverte.
- Leakey R. & Lewin, R. 1995. *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*, New York, Doubleday.
- Lévêque, C. 2001. *Ecologie: de l'écosystème à la biosphère*. Paris, Dunod.
- Lipietz, A. 2003. *Qu'est-ce que l'écologie politique: La grande transformation du XXI^e siècle*. Paris. La Découverte.
- Long, N. 2001. *Development Sociology: Actor Perspectives*. London: Routledge.
- Martino, D. 2001. « Buffer Zones Around Protected Areas: A Brief Literature Review » *Electronic Green journal*, 15.
- Meyer, J.M. 2001. *Political Nature : Environmentalism and the interpretation of Western thought*. Cambridge, MIT Press.
- Muller, P. et Surel, Y. 1998. *Analyse des politiques publiques*, Paris, Montchrestien.
- Netting, R.M. 1977. *Cultural Ecology*, Prospect Heights, Waveland Press.
- Oates, J.F. 1995. « The dangers of conservation by rural development: A case study from the forests of Nigeria », *Oryx*, Vol. 29, pp. 115-122.
- Oates, J.F. 1999 *Myth and reality in the rainforest: How conservation strategies are failing in West Africa*, Berkeley, University of California Press.
- Pierre J. & Peters B.G. 2000. *Governance, Politics and the State*. New York: St. Martin's Press.
- Phillips A. 2003. "A modern paradigm". *World Conservation*, 2 : 6-7.
- Rossi, G. 2003. « Questions d'incertitude », in E. Rodary, Ch. Castellagnet et G. Rossi (dir.), *Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ?*, Paris, Karthala et GREC : 49-64.
- Schubert, J. 2005. *Political Ecology in Development Research. An Introductory Overview and Annotated Bibliography*. Bern, NCCR North-South.
- UICN (1994). *Guidelines for Protected Areas Management Categories*. UICN, Cambridge, UK and Gland, Switzerland.
- UN, 2004. *United Nations List of Protected Areas*, Unep, Wcmc, Wcpa, Iucn, 2003.
- Weber, M. 1963. *Le savant et le politique*. Paris, Union Générale d'Éditions.

Worster D. 1977. *Les pionniers de l'écologie : une histoire des idées écologiques*, Paris, Sang de la Terre.

WWF, 2003, *Protected Areas*. WWFI Position Paper, August.

Yale School of Forestry & Environmental Studies, 2003. « Young Conservationists and the Future of Protected Areas Worldwide », Paper presented at the Fifth World Parks Congress, Durban, South Africa.

Zerner Ch. (ed.). 2000. *People, Plants, and Justice : The Politics of Nature Conservation*, New York, Columbia University Press.

PARTICIPATION ET MODES D'ENGAGEMENT

Aurélie Toillier, Dominique Hervé et Solo Andriamahale

Modélisation exploratoire pour le pilotage des dispositifs de transfert de gestion. Application au corridor forestier de Fianarantsoa

Hélène André-Bigot et Gérard Andriamandimby

Quels effets induits sur les populations locales par la mise en place d'une AMP. L'exemple d'Andavadoaka

Yildiz Aumeeruddy-Thomas

Une analyse comparée de l'historicité du mode d'engagement des acteurs autour des savoirs locaux et des approches participatives dans trois parcs nationaux : Ayubia (Pakistan), Shey Phoksundo (Népal) et Cévennes (France)

François-Michel Le Tourneau, Pascale De Robert, Bruce Albert et Anne-Elisabeth Laques

Terres indigènes et développement durable : deux exemples en Amazonie brésilienne

Modélisation exploratoire pour le pilotage des dispositifs de transfert de gestion. Application au corridor forestier de Fianarantsoa

Dominique Hervé., S Randriamahaleo, Aurélie Toillier

Introduction générale

Pour assurer à long terme une « véritable sauvegarde de la biodiversité malgache », des dispositifs de conservation décentralisés ont été mis en place à Madagascar à partir de 2001. Mais comme il a été annoncé dès leur conception, l'enjeu majeur est de « réussir au niveau local à passer d'une approche purement conservacionniste à une vision plus dynamique et aménagiste privilégiant la nécessité de négocier en impliquant tous les acteurs concernés » (Bertrand, 1999). L'objectif est alors de valoriser les ressources forestières pour créer les conditions d'un intérêt des populations rurales à leur gestion viable à long terme.

L'évaluation des premières expériences des dispositifs contractualisés de mise en défens spatiale, GCF (Gestion contractualisée des forêts) et GELOSE (Gestion locale sécurisée), par Andriambalonoro (2000), Maldivier (2001), Aubert (2002), Feltz & Godefroit (2004), Montagne (2004), montre la difficulté que rencontrent les organismes d'appui et les signataires du contrat à atteindre cet objectif. Les contradictions entre les mesures de conservation et les mesures d'aide au développement, la divergence des points de vue des acteurs et le manque de prise en compte des points de vue des paysans mènent parfois à de véritables situations de blocage qui menacent la pérennité des dispositifs (Blanc-Pamard & Fauroux 2004, Blanc-Pamard et al., 2004, 2005, 2006).

Il s'agit ici de proposer des outils d'aide au pilotage des GCF déjà mises en place. Pour cela nous adoptons deux postures :

- Il est nécessaire d'intégrer les logiques paysannes, en particulier d'utilisation de l'espace, afin de comprendre leur adéquation avec les zonages. La posture est d'associer les paysans usagers de la forêt à leur conservation en s'en faisant des alliés. Rakoto (2003 : 106) écrivait à ce sujet : « Il apparaît que c'est seulement en comprenant et en acceptant les logiques des sociétés paysannes, pour établir un diagnostic approprié des priorités de leurs relations au milieu nature, que les services techniques pourront proposer une politique forestière sensible aux préoccupations des paysans et s'en faire des alliés ».

- Nous considérons les GCF comme un processus d'apprentissage (Emerit & Lescuyer 2003), l'application de ces outils devrait permettre des aller/retour entre des règles, leur mode d'application et les réactions des paysans, jusqu'à parvenir à des solutions durables.

Face à la complexité des facteurs en jeu nous proposons une approche de modélisation comme première étape vers la conception de ces outils. Une clarification des concepts et des catégories s'impose tout d'abord. Cette approche de modélisation est donc

exploratoire et en amont de l'implémentation ; elle vise à formaliser les liens entre les dispositifs GCF et les usagers de la forêt. Sa présentation est basée dans ce papier sur un cas d'étude, une analyse de l'impact de la GCF sur les stratégies spatiales des paysans dans le corridor forestier de Fianarantsoa. Les résultats de cette étude, présentés en première partie, contribuent dans une certaine mesure à questionner le fonctionnement de ces dispositifs de conservation. La formalisation de ce fonctionnement est présentée dans la seconde partie en faisant appel aux mathématiques ensemblistes et catégorielles. Il s'agit de proposer une compréhension des processus en jeu et d'élaborer des scénarios d'évolution conjointe des règles de GCF et des stratégies paysannes.

I - LE FONCTIONNEMENT DES DISPOSITIFS DE CONSERVATION QUESTIONNE PAR LES DYNAMIQUES SPATIALES DES ACTIVITES AGRICOLES

L'objectif ici est de montrer comment l'analyse de la réorganisation spatiale des activités agricoles à la suite des GCF permet de mettre en lumière certains problèmes de développement et d'aménagement. Puis il s'agira à partir de ces résultats d'ouvrir des pistes pour les résoudre en élaborant des outils de pilotage des GCF.

I.1. Méthode

La réorganisation spatiale des activités agricoles s'opère à deux niveaux : au niveau de l'exploitation agricole car certaines pratiques agricoles ont été interdites et au niveau du territoire villageois où est appliqué un zonage pour l'aménagement forestier. Ces deux échelles ne sont pas sans liens. Une partie ou tout le territoire villageois (selon les cas) peut être considéré comme une somme d'exploitations (Tallet, 1989), lesquelles ne sont pas indépendantes dans l'espace les unes des autres; d'une part elles forment des réseaux d'échanges et des collectifs de travail au sein de structures familiales (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004) et d'autre part, la structure spatiale des exploitations est étroitement liée à la répartition des facettes paysagères au sein du territoire (Blanc-Pamard, 1986).

On a donc réalisé dans un premier temps un partage de l'espace rural fondé sur la notion d'unités agro-physionomiques (Thinon & Deffontaines, 1999) construite à partir de l'observation dans l'espace de sous-zones d'égale apparence. On a ensuite conduit une série d'enquêtes dans des exploitations échantillonnées de façon à couvrir l'ensemble de ces sous-zones. Des données ont été collectées sur le mode d'organisation spatial de ces exploitations et leur logique de production avant et après la mise en place de la GCF. Leurs représentations spatiales via des modèles graphiques permettent ensuite d'analyser la réorganisation des activités à l'échelle du territoire et de questionner le zonage des dispositifs de GCF.

Les données présentées ici concernent le fokontany d'Iambara, en pays Betsileo, à la lisière Ouest du corridor forestier de Fianarantsoa.

I.2. Résultats

I.2.1. Stratégies spatiales des ménages paysans en réponse à la GCF

En réponse aux contraintes de la GCF, la majorité des exploitations ont mis en œuvre une combinaison de stratégies spatiales énumérées dans le tableau 1 et représentées par la figure 1. La combinaison choisie est corrélée au type d'exploitation et à son mode d'organisation spatiale avant GCF.

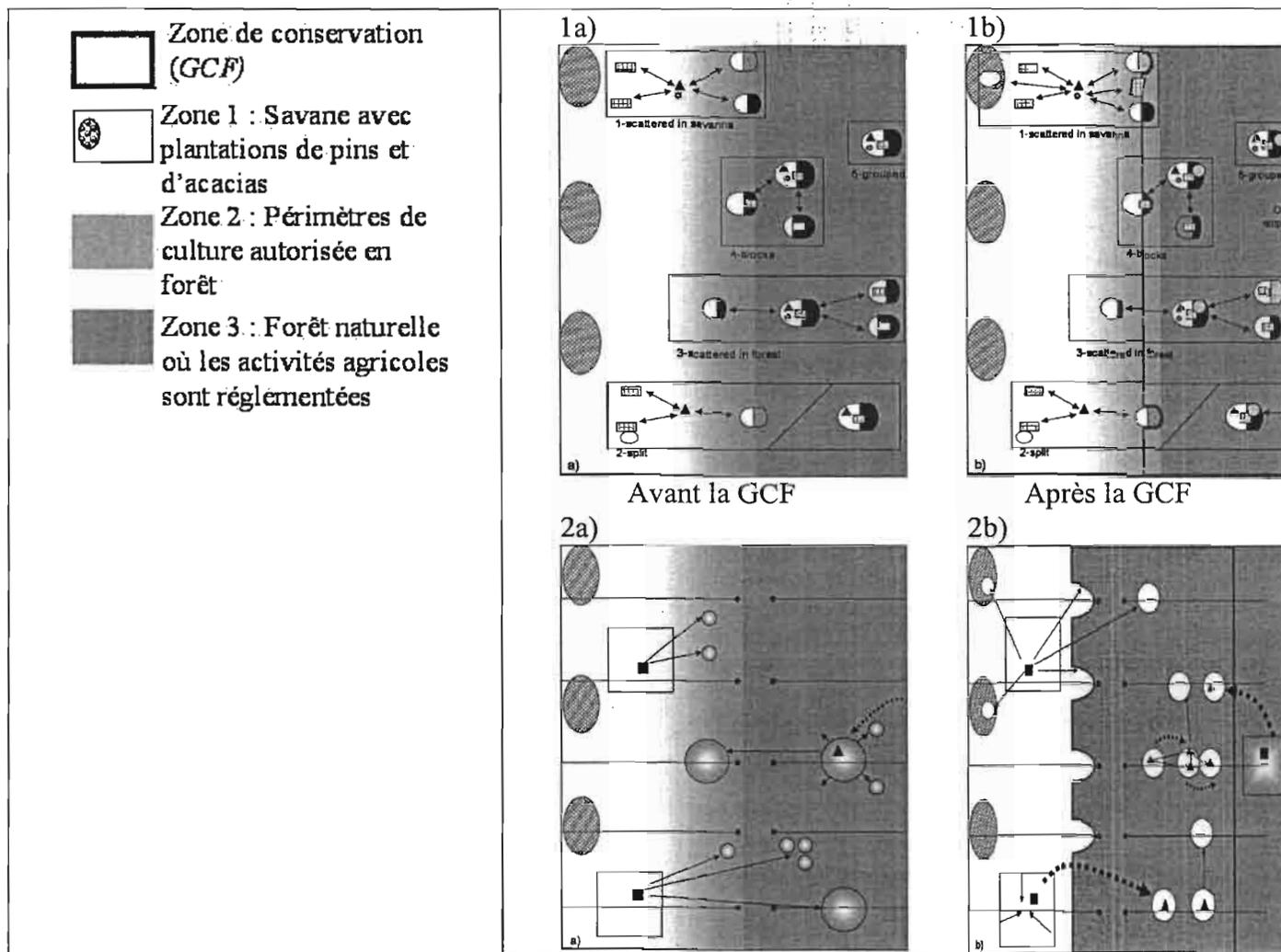
Tableau 1 : Stratégies spatiales en réponse à la GCF

Mode d'organisation spatiale avant GCF	Totalement	Dispersés	Divisés	Dispersés en forêt	Block	Groupés
% d'exploitations (entre parenthèses, nombre d'exploitations)	100%	19%	47%	9%	16%	9%
<i>Fréquence de culture excessive</i>						
Augmentation du taux de terres cultivées chaque année sans nouvelle défriche, avec raccourcissement des jachères, érosion, plantes invasives, faibles rendements et besoin de fertilisants	50%	19%	56%	19%	6%	
<i>Retour sur les terres de savane</i>						
Culture sur tavy de pins et acacias, labour des tamboho	16%	80%	0%			
<i>Expansion en forêt par aménagement de rizières</i>						
Expansion en forêt par aménagement de rizières	25%	12%	83%	12%	38%	
<i>Fausse expansion de rizières</i>						
Acheter, emprunter ou louer des rizières. Elargir en créant des terrasses. Intensification.	16%	40%	0%			
<i>Expansion sur forêt en zone de conservation</i>						
Conversion des friches ligneuses. Défriche dans la limite des 25 m. près des rizières	64%	50%	50%			

	2	5		3
	5	0		7
<i>Aucun changement</i>	%	%	13	%
	((%	(
	8	4	(1)	3
)))
	5	5		1
	3	2		8
<i>Expansion des cultures de rente</i>	%	%	12	%
Canne à sucre (rhum)	((%	(
	1	9	(2)	3
	7)		3
)))

L'installation des villages en lisière du corridor étant ancienne (au moins un siècle), la majorité des zones forestières sont appropriées, héritées des ancêtres. Les GCF ont donc stoppé les projets d'aménagement de nombreux ménages sur leurs propres domaines hérités. Tous n'ont pas les capacités de pallier à ces changements, ce qui se traduit soit par un appauvrissement des ménages soit par une infraction aux règles. L'éclatement des structures spatiales des exploitations offre tout de même une certaine marge de manœuvre aux paysans qui jouent avec la diversité des milieux. Ainsi, pour la majorité des exploitations situées en savane ou en lisière, le changement du mode d'organisation spatial a permis de conserver la logique du système de production basée sur l'association riziculture-élevage, la culture extensive et temporaire de manioc et de patate douce, l'utilisation de la fertilité des jeunes jachères ou des pentes à proximité des bas-fonds en forêt pour le maïs-haricot. Quelques bas-fonds en forêt appropriés par les habitants en savane restent encore non aménagés ce qui constitue une maigre réserve pour les nouvelles générations. Bien souvent ce n'est que le manque de main d'œuvre qui limite l'aménagement de ces zones.

Pour la majorité des exploitations situées en forêt, le changement du mode d'organisation spatial a correspondu à un changement de logique de production. Le système de production basé sur le tavy itinérant a été remplacé soit par une augmentation de la part des cultures de rente (plantation de canne à sucre pour la production de rhum) soit par le développement du petit élevage, soit par le passage au salariat à cause du manque de terre.



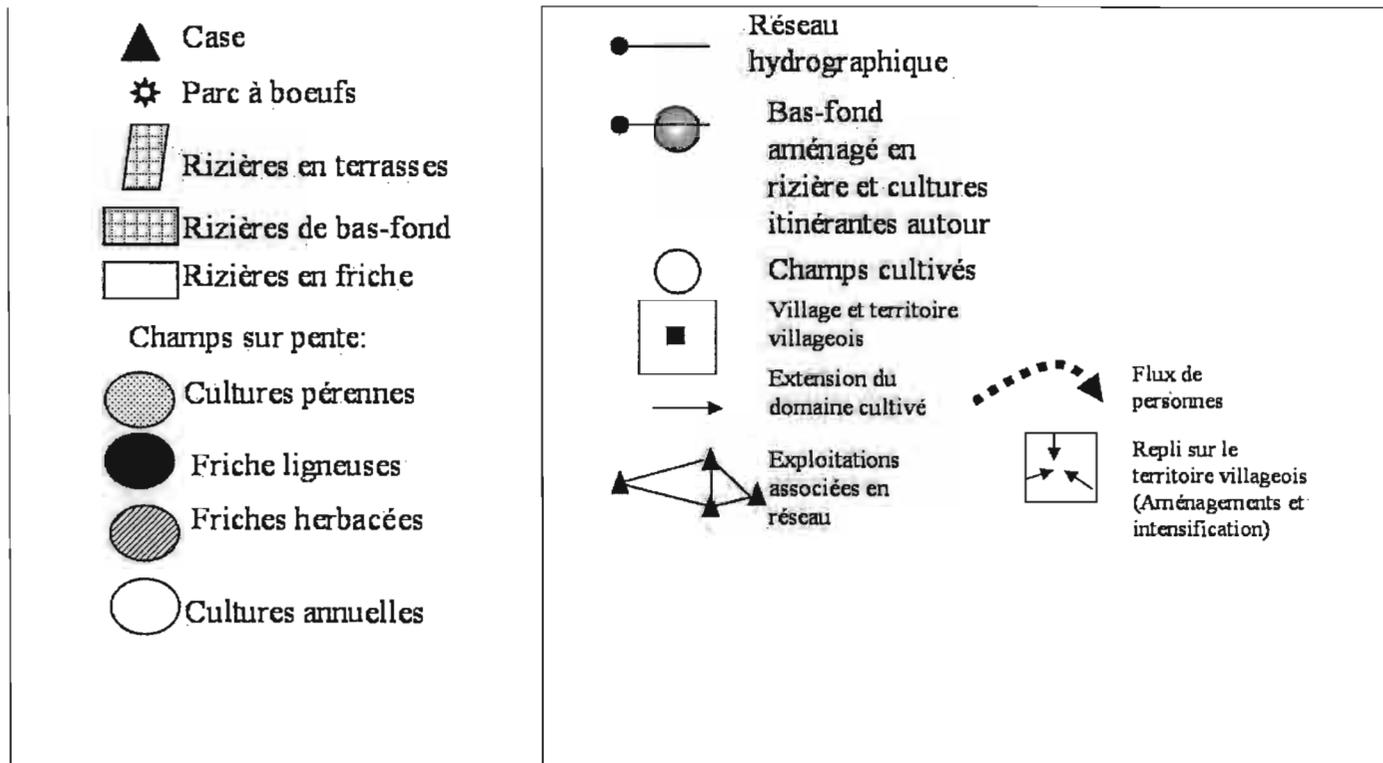


Figure 1 : 1) traits de structure des territoires d'exploitation a) avant et b) après la GCF ;
2) traits de dynamique spatiale au niveau du territoire a) avant et b) après la GCF.

I.2.2. Problèmes de développement et d'aménagement liés à la mise en place de ces GCF

Il résulte des stratégies spatiales des ménages une modification de la répartition des activités agricoles au sein du territoire présentées dans le tableau 2 et représentées figure 1.2.

Tableau 2 : Changement d'usage du sol au niveau du territoire : stabilité, augmentation, ou diminution de la surface cultivée dans chaque zone, en % du nombre d'exploitation

	Savane (S)	Lisière (L)	Forêt (F)
Nb exploitations disposant de terres dans chaque zone	21	29	27
Stabilité de l'aire cultivée	71%	48%	44%
- Augmentation annuelle de la surface en production	- 0%	- 29%	- 33%
- Intensification	- 73%	- 0%	- 17%
- Augmentation des cultures de rente (canne à sucre)	- 0%	-	-
- Changements de hiérarchie des cultures	- 20%	36%	33%
- Pas de changement	- 27%	- 14%	- 25%
Augmentation de l'aire cultivée	19%	34%	44%
- Rizières	- 0%	- 50%	- 100%
- Versants	- 100%	- 50%	- 0%
Diminution de l'aire cultivée	10%	18%	12%
Total	100%	100%	100%

La représentation de l'impact spatial de ces stratégies au niveau du territoire (figure 1) montre qu'elles ne sont pas toutes compatibles avec des objectifs de conservation.

On constate qu'il existe déjà dans certains cas une évolution des systèmes de production moins consommateurs d'espace, avec le développement de culture de rente et de cultures plus intensives. Mais les exploitations qui en ont les moyens ne sont localisées que dans certaines zones du territoire (zones proches d'axes de communication ou des zones d'habitation). On observe donc une mise en valeur plus poussée des vieux terroirs villageois proches des maisons d'habitations avec en particulier la conversion des plantations de pins et d'acacias en zones de culture.

Les aménagements des bas-fonds et des thalwegs en forêt sont de plus en plus éparses. Les derniers bas-fonds et thalwegs à aménager sont les plus éloignés, les plus étroits et encaissés, et sans doute les moins attractifs. Mais cet aménagement donne accès légalement aux terres forestières. Ces espaces éloignés des villages sont difficilement contrôlables par les communautés locales. Ainsi le corridor risque d'être « mité » non plus sur des zones relativement concentrées (les paysans préférant se regrouper autour des meilleurs bas-fonds et utiliser au maximum la fertilité de la forêt), mais suivant des chapelets de rizières-tanety le long des multiples cours d'eau, même les plus difficilement aménageables.

Les pressions sur les forêts se différencient donc dans l'espace. On constate par exemple que des lambeaux se sont maintenus à proximité du village et servent de

ressource de bois de chauffe et de bois de construction de maison. Certains lambeaux sont maintenus dans les têtes de vallon pour protéger une source d'eau ou sur le tiers supérieur des collines par crainte du « pouvoir » qui en a interdit pendant près d'un siècle la défriche. Mais il s'agit ici d'une conservation à très petite échelle (lambeaux forestiers de quelques hectares) qui répond aux besoins des paysans mais qui ne répond pas nécessairement à des objectifs de conservation de la biodiversité. En revanche il existe des zones forestières qui ne sont pas convoitées par l'agriculture car les conditions y sont défavorables. Bien souvent elle servent aussi de frontières naturelles avec la commune ou région voisine. Seuls des migrants tentent parfois de s'y installer, le plus souvent pour y développer des cultures de rente.

Les zonages et règlements de la GCF ont contribué à une pérennisation des zones agricoles et une multiplication des zones de contact forêt/agriculture au sein du corridor. On peut donc se demander si le maintien de cette proximité est durable pour l'agriculture et est compatible avec la conservation des forêts. En effet il est clair que la multiplicité des zones de contact forêt/agriculture participe à une augmentation des pressions sur les ressources forestières dans un contexte d'agriculture d'autosubsistance et de pauvreté.

D'autre part la transmission des exploitations de génération en génération conduira toujours au problème du manque de terre étant donnés les systèmes de production actuels. On doit s'attendre même à une augmentation des pressions sur la forêt. De plus, les mesures d'accompagnement ou d'aide au développement sont rares et la mise en place d'un système de valorisation économique des ressources forestières n'est pas systématique. Seuls sont autorisés les usages traditionnels. Il ne faut donc pas compter pour l'instant sur des bénéfices économiques pour les populations locales mais plutôt sur des pertes.

En conclusion, il semble difficile de parler de « conservation » dans ces zones tampons. Il s'agit en fait essentiellement d'une sensibilisation des paysans afin qu'ils acquièrent un réflexe environnemental et par la suite qu'ils acceptent peut-être plus facilement la création d'un site de conservation dans le corridor. Certains ont déjà un discours environnemental et voient un intérêt au maintien de forêts sur les sommets par exemple, pour la qualité des sols cultivés en contrebas. Mais beaucoup voient aussi les forêts comme un milieu hostile qui fait obstacle au développement de l'agriculture et de l'élevage (ombre et humidité, froid, ravageurs).

I. 3. Pistes pour l'élaboration d'outils d'aide au pilotage des GCF

La question se pose alors de savoir dans quels contextes on pourrait envisager des « gradients » entre des espaces totalement agricoles et des espaces forestiers conservés. Et est-ce que cela ne relève pas de questions d'aménagement du territoire et de développement agricole plutôt que de questions de foresterie et/ou de conservation comme cela est fait actuellement ? Il s'agit pour l'instant d'une gestion des forêts dans un territoire et non pas d'une gestion d'un territoire. La conservation reste un objectif à atteindre mais pour lequel l'aménagement du territoire pourrait être un moyen. La diversité des structures spatiales des exploitations et des capacités d'adaptation des paysans laisse imaginer de nombreuses possibilités de gestion des activités agricoles selon différents scénarios d'impacts paysagers. La décentralisation de la gestion implique de fait une prise en compte du point de vue des paysans et une action

concertée de tous les acteurs au sein du territoire. Cela permettrait aussi de faire apparaître quelles sont véritablement les capacités de gestion des communautés locales et à quel moment il deviendrait nécessaire de faire intervenir une gestion « par le haut ». Par exemple, dans le cas d'installation de migrants dans des zones forestières reculées, seule une gestion coercitive par une institution qui a des moyens d'action à une échelle régionale semblerait être plus adaptée.

II - FORMALISATION DU FONCTIONNEMENT DES DISPOSITIFS DE CONSERVATION CONTRACTUALISÉS POUR ELABORER DES SCENARIIS

L'objectif est d'explicitier jusqu'à ses limites notre compréhension du fonctionnement des dispositifs de conservation contractualisés que sont les GCF en s'appuyant sur la théorie des catégories. On vérifiera que les mathématiques catégorielles peuvent s'appliquer aux catégories mobilisées dans les dispositifs de conservation. On justifiera l'intérêt d'une approche spatiale et on analysera les liens entre la GCF et les ménages. Il s'en dégage des possibilités de scénarii.

II. 1. Méthode

Les dispositifs de conservation contractualisés

Si l'objectif final est la conservation des forêts, la mise en place des dispositifs GCF doit progressivement, et en passant par différentes étapes, permettre de se rapprocher de cet objectif. Les GCF, comme les GELOSE (Tableau 3), sont des dispositifs de mise en défens spatiale, contractualisés, à la différence des aires protégées qui sont des dispositifs centralisés. Ils font donc intervenir les usagers de la forêt.

Si les dispositifs de conservation peuvent en général se représenter par un triplet :

[Institution, Espace, Règle],

les dispositifs de conservation contractualisés doivent en plus prendre en compte les usagers de la forêt, qui ont accès au même espace selon le triplet :

[Paysan, Espace, Stratégie].

On cherche donc à savoir si ce second triplet est modifié avec la mise en place des GCF et si le passage des ménages-exploitations de la situation avant GCF à la situation après GCF va dans le sens de la finalité de la conservation.

Quelques références sur la théorie des catégories

Le concept principal de la théorie mathématique des catégories (la théorie des ensembles est généralisée par la théorie des catégories), que nous mobiliserons ici, est celui d'objet final. Par exemple, en écologie, la biomasse peut être conçue comme un objet final.

« Si la situation de départ d'un processus fait penser à un objet initial, l'objet final (pour les mathématiques) doit refléter l'adéquation entre la situation de départ, la finalité, les procédés de transformation et de production d'objets intermédiaires qui permettent de relier la situation initiale à la situation finale. La situation initiale est l'objet du savoir. Il s'agit en général d'ensemble d'objets et de relations entre ces objets. Le processus de fabrication des savoirs intermédiaires consiste à dégager des propriétés, des constantes et des variables, ordonner des données obtenues et établir les relations entre les différentes entités constituant les savoirs, sans jamais oublier la finalité qui est à la base de l'intelligibilité de la situation » (Randriamahaleo, 1982). Nous vérifierons que la théorie des catégories (MacLane 1971, Awodei 2006) peut s'appliquer au cas de la

conservation des forêts et son application aux GCF du corridor forestier de Fianarantsoa.

II. 2. Résultats

2.2.1. Catégories et possibilité d'application des mathématiques catégorielles

Définition des catégories

- Espace et unités spatiales

Toutes les entités se réfèrent à l'espace : les dispositifs de conservation selon un triplet [Institution, Espace, Règle], les usagers de la forêt [Paysan, Espace, Stratégie], les villages [Organisation, Espace, Norme]. Nous manions trois unités spatiales :

- le territoire villageois qui varie suivant l'entité choisie (commune, fokontany, village, hameau),
- l'espace mis en défens (GCF), défini selon la législation en vigueur avec des villageois,
- le parcellaire d'exploitation géré par un ménage (exploitation).

- GCF

La GCF est un dispositif de conservation par zonage et par mise en défens spatiale : un corps de règles est défini par une institution pour chaque espace désigné : conservation stricte, usage contrôlé etc. (Hervé et al. 2006). Des organisations intermédiaires ont été créées, les COBA, qui regroupent des usagers et vont, en signant le contrat de gestion, s'engager à faire respecter un certain nombre de règles dans les limites du GCF. Un dispositif GCF est l'application d'une législation de la conservation à un terroir villageois caractérisé par une certaine proportion de forêt. La forme et la taille des espaces mis en défens (GCF) résultent d'une concertation avec ces villageois. Cette délimitation village par village fait donc de chaque cas un cas particulier, sujet d'une expérience en cours et dont on peut commencer à tirer certains enseignements.

Tableau 3. Principes des GELOSE et GCF

Loi de GELOSE de 1998 : Gestion locale sécurisée (SAGE).

- Confier aux communautés de base la gestion de certaines ressources (forêt, faune, flore, eau) à partir du contrat de gestion signé entre le service forestier, la commune et le comité local.
- Nécessité d'un médiateur environnemental...la gestion des forêts n'est pas du ressort des utilisateurs.
- Processus de sécurisation foncière relative.
- La forêt dépend d'une vision intégrée de l'ensemble du territoire et de la prise en compte de toutes les activités des paysans.

Décret d'application des GCF et COBA en 2000 et cahiers des charges des COBA en 2002 : Gestion contractualisée des forêts (GCF).

- Le GCF est géré au niveau de la COBA, pas de la commune.
- Gestion limitée à la forêt : signature d'un contrat de gestion entre COBA et service forestier (éventuellement l'organisme d'appui).
- La forêt est gérée uniquement par ceux qui l'utilisent.
- Respect du cahier des charges du plan de gestion des ressources

- Exploitations

Par le terme famille-exploitation, nous entendons l'exploitation conduite par un ménage. Par stratégie de l'exploitation, nous entendons non pas l'affectation annuelle d'usages aux parcelles (culture, jachère, etc.), mais les orientations de la production à moyen terme (combinaison d'activités, localisation de l'habitat principal, objectifs de succession, d'accumulation, d'intensification). Les ménages sont choisis dans la COBA, parmi les usagers de la forêt, selon leur relation à la forêt et au GCF. On ne traite pas le cas des usagers occasionnels venus d'ailleurs et non résidents, l'efficacité des GCF étant reconnue pour empêcher les migrants d'avoir accès à la forêt.

Dans le cas étudié, en pays Betsileo, le fokontany d'Iambara se répartit sur 3 zones : forêt (majorité en GCF), lisière de forêt (limite de GCF), savane (hors GCF mais avec boisements).

Le dispositif GCF ne couvre que 60% de la surface du fokontany d'Iambara.

Les exploitations du village d'Ambendrana (village de lisière du fokontany d'Iambara) s'articulent selon ces trois zones : (1) en forêt, (2) en forêt et lisière, (3) en lisière et savane, (4) en forêt, lisière et savane (Figure 1.1).

Possibilité d'une analyse par les mathématiques catégorielles

La conduite de chaque acteur (ménage, exploitation, GCF, Institution de conservation) est *réfléchie* dans les *événements spatiaux* qu'il affecte. Cette conduite fait partie d'un ordre spatial qu'il s'agit de comprendre. Cet ordre spatial une fois modélisé, son aménagement et sa gestion peuvent être *raisonnés*.

Le résultat cumulé de chaque conduite et de leurs interactions contribue à la déforestation à Madagascar ; il est donc pensable qu'il y a une *tendance lourde* à la base de ce processus de déforestation qui, comprise dans son aspect évolutif et opérationnel, pourrait être *inversée* ou tout au moins *infléchie* vers ce qu'elle devrait être. Les efforts de compréhension de cette *tendance* et de repérage des mesures à apporter pour limiter cette déforestation peuvent s'appuyer sur une vision de modèle qui permet à chaque protagoniste de raisonner et partager sa vision du processus. Un *modèle* pertinent d'un processus ou d'un ordre nous aide en effet à raisonner sur lui en l'absence du processus qu'il *modélise*.

La *volonté* informée, partagée et raisonnée par la connaissance du processus de déforestation doit renforcer chaque conduite ayant sa *faiblesse* propre. Mais cette volonté n'est pas acquise au départ, elle résulte d'un partage participatif de connaissance, elle est *émergente*. Elle est le point de départ d'un *voyage* vers une *finalité* difficile à partager et à atteindre mais dont les protagonistes ont une *conscience* commune et partagée. Si cette *finalité commune à atteindre* par tous les protagonistes existe, la conduite des différents protagonistes doit avoir affaire avec elle d'une façon ou d'une autre et le cheminement vers cette finalité doit se référer à un minimum de connaissance et de conscience communes du processus. C'est ce qui pourrait être un premier pas vers une formalisation mathématique du processus de compréhension commune d'un phénomène, une flèche qui part de chaque protagoniste vers cette *finalité*.

1) Dans la théorie mathématique des catégories, il existe ce qui est appelé *objet final* et qui est défini de la manière suivante :

Une catégorie donnée \mathbf{C} étant constituée d'objets (de la catégorie \mathbf{C}) et de flèches ou morphismes (de la catégorie \mathbf{C}); un objet final de la catégorie \mathbf{C} est un objet particulier noté $\mathbf{1}$ tel que, pour tout objet (quelconque) A de \mathbf{C} , il existe une flèche $A \rightarrow \mathbf{1}$ de A vers $\mathbf{1}$.

Les teneurs d'une *finalité* difficile à atteindre peuvent être partitionnées, classifiées et ordonnées en *objectifs* et *sous-objectifs* de sorte que la *conduite* pour atteindre chaque *objectif* est renforcée par la volonté commune informée et partagée. Si de plus la *diversité* de chaque conduite et leurs différentes combinaisons sont acceptées comme source de richesse, il faut accepter la *complexité* que cela représente dans l'effort de compréhension commune du phénomène.

La première étape possible de l'analyse d'un phénomène complexe consiste à partitionner, classifier et catégoriser. En mathématique, classifier une collection d'objets d'une catégorie revient toujours à la partitionner en classes d'équivalence suivant des critères de classification. Partitionner, classifier et ordonner les *différentes parties d'une finalité* en *différents objectifs et sous-objectifs* doit donc nous orienter vers la « collection des *parties de la finalité* » en question.

2) Dans la théorie mathématique des catégories, il existe ce qui est appelé un *classificateur de sous-objets* noté Ω et qui est défini comme étant l'ensemble des parties de l'objet final, de la manière suivante :

$$\Omega = \mathcal{P}(\mathbf{1})$$

Si les connaissances et la conduite de chaque protagoniste vont à l'encontre de la « nature de l'ordre spatial », elles ne peuvent pas nous guider de manière satisfaisante vers « les informations ordonnées » aptes à renforcer notre « conduite volontaire ». Si comme nous disons précédemment « la conduite de chaque acteur est *réfléchie* dans les *événements spatiaux* qu'il affecte », il faut aussi dire qu'inversement l'*organisation spatiale* et les *événements spatiaux* doivent être *réfléchis* dans nos modèles et doivent les affecter.

Il doit y avoir une *correspondance* F envoyant « l'ensemble des conduites des acteurs (ménage, exploitation, GCF, Institution de conservation) » vers « les *événements spatiaux* et l'*ordre spatial* » exprimés en termes d'exploitation agricole conduite par le ménage, de gestion de dispositifs de conservation et de procédures mises en place par des institutions de conservation (Figure 2). Mais la *correspondance inverse* G doit aussi exister pour la mise en adéquation des « *modèles de connaissances* » avec les « *modèles d'intervention* ».

La référence à l'espace apparaît essentielle pour ces dispositifs de conservation dans le corridor forestier de Fianarantsoa. Pour préciser cette unité spatiale de référence, nous avons distingué des franges de territoire qui se distinguent par leur distance à la forêt. En situation de lisière Betsileo une partition en Forêt, Lisière, Savane est pertinente. Nous utiliserons ces termes dans un sens générique d'une partition en trois classes : Forêt, Lisière, Savane. Si on part donc de l'*hypothèse* que les différentes conduites se traduisent en termes spatiaux dont l'unité de référence est (Forêt ; Lisière ; Savane), nous devons traduire les modèles de conduites à cette unité de référence (Figure 2).

Toujours en mathématique, les types de correspondances réciproques indiqués en rouge et en bleu dans la figure 2 s'expriment en termes de *foncteurs adjoints* ou d'*adjonction*. On dit que F est l'adjoint de G et G est l'adjoint de F.

La *clarté* de notre connaissance basée sur une conscience commune d'un phénomène passe par l'adéquation et la cohérence de la classification i.e. la précision de l'*objet final*. Nous définissons ici l'objet final comme (Forêt ; Lisière ; Savane).

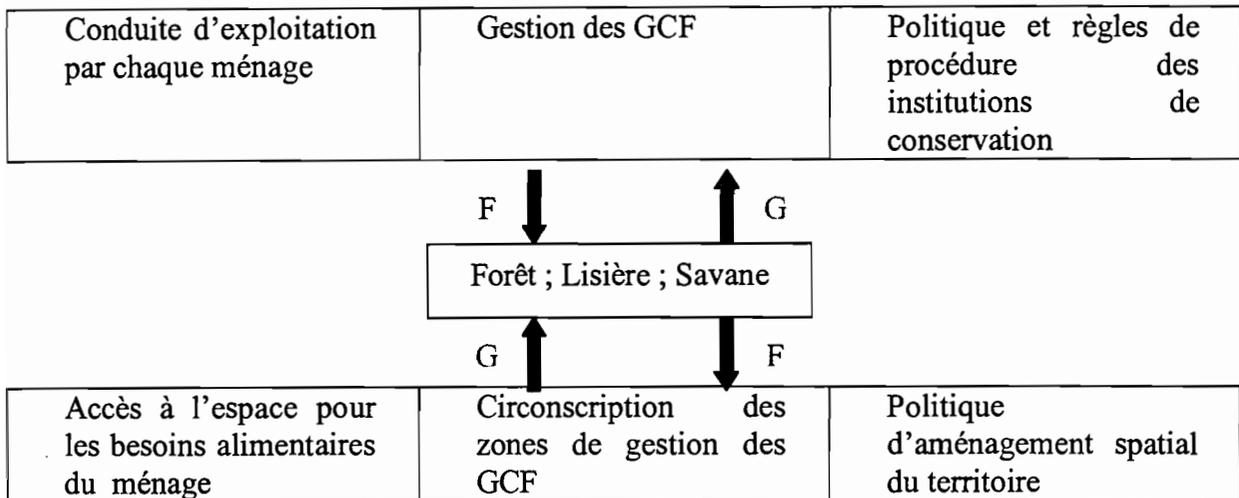


Figure 2. Relations entre conduite des acteurs et objet final spatial

3) Nous venons de voir que chacune des unités spatiales choisies, le territoire villageois, le GCF ou l'exploitation (E), peut se référer à l'un ou/et l'autre de ces espaces : Forêt , Lisière, Savane.

L'existence du classificateur de sous-objets et des monomorphismes de la catégorie est liée à celle de l'objet final. On écrira pour les exploitations 1 à 4 :

E1 (F) ; E2 (F, L) ; E3 (L, S) ; E4 (F, L, S)

E1 -> {F, L, S}

E2 -> {F, L, S}

E3 -> {F, L, S}

E4 -> {F, L, S}

{F, L, S} = 1 ou « objet final »

$P(1) = \{0, \{F, L, S\}, \{L\}, \{S\}, \{F\}, \{L, S\}, \{F, S\}, \{F, L\}\}$

$P(1)$ est le « classificateur des sous-objets », ensemble des parties de l'objet final 1.

Parmi les règles instituées par les GCF, certaines sont explicitement des mises en défens spatiales. Une opinion courante est que ces règles sont contournées et ne sont pas respectées. Or, on constate qu'une même mesure de conservation n'entraîne pas les mêmes contraintes spatiales d'un terroir à un autre ou pour les exploitations agricoles d'un même village. On se propose donc d'explorer cette variabilité de réponse en formalisant les liens entre GCF et territoire villageois d'une part et entre GCF et ménages-exploitations d'autre part.

2.2.2. Formalisation de l'impact spatial des GCF

Adéquation entre GCF et territoire villageois

La GCF d'Ambendrana s'applique à un massif forestier dans le fokontany d'Iambara qui regroupe plusieurs villages. 40% du territoire forestier d'Iambara n'est pas sous GCF. La surface du GCF de 1496 ha de forêt (F) inclut 1451 ha de conservation et 45 ha de droits d'usage. 12 des villages d'Iambara exploitent des ressources forestières, un de ces villages est en forêt, d'autres en lisière, d'autres enfin jusqu'à 3 km de la lisière. Les espaces en L et S ne sont donc pas couverts par la GCF. On ne peut définir comme territoire villageois comportant une portion de forêt que le territoire du fokontany d'Iambara. La situation est totalement différente pour le village d'Ambalavero en pays tanala dont les limites coïncident avec celles du GCF.

Quels sont les problèmes posés lorsque le territoire villageois ne correspond pas aux limites du GCF ? S'agit-il d'un problème d'entropie ? Y a-t-il conflit d'intérêt entre les autorités traditionnelles et celles du COBA ? Les zones imprécises à l'interstice entre ces frontières sont-elles des zones de conflit ? (Blanc-Pamard & Rakoto 2005).

Soit V pour village et G pour GCF,

V -> {F, L, S}

G -> {F, L, S}

Si l'on synthétise les données précédentes par des indices :

V (Iambara)	(0.4, 0.1, 0.5)	G (Ambendrana)	(0.8, 0.2, 0)
V (Ambalavero)	(0.5, 0.2, 0.3)	G (Ambalavero)	(0.5, 0.2, 0.3)

L'importance variable de la forêt ou ce qu'il en reste dans le terroir villageois peut donc se pondérer comme d'ailleurs les autres espaces de référence. Le fait que la totalité des forêts d'un village n'est pas nécessairement incluse dans un GCF et que le GCF prend ou non en compte les autres facettes du paysage du village en question peut également se représenter par des pourcentages ou à défaut des pondérations qualitatives. Ce qui apparaît c'est que l'espace mis en défens du GCF est très lié au territoire villageois et à ce qu'il contient encore de forêt mais que chaque configuration est spécifique. Elle doit donc être décrite par un triplet [Territoire villageois, GCF, Forêt].

La solution proposée est que le GCF fonctionnerait mieux s'il intègre non seulement l'espace forestier mais également l'espace agricole et donc l'ensemble du terroir villageois, forestier et non forestier. Cela assure en même temps la superposition des espaces sous la responsabilité des autorités traditionnelles et des responsables des COBA.

Les ménages avant et après les GCF

Les résultats présentés dans la partie 1 montrent des comportements diversifiés des ménages :

- On observe des comportements d'anticipation juste avant 2000, l'année de mise en place des GCF, avec en particulier des défriches importantes juste avant cette date, que n'ont pu pratiquer que les exploitations dotées d'une réserve de main d'œuvre mobilisable au bon moment.

- Par ailleurs, l'année 2000 se situe différemment par rapport au cycle de vie des exploitations : installation, croissance, fin de cycle et succession, avec des répercussions différentes selon l'étape dans laquelle se trouvera l'exploitation à cette date. Le problème risque de se poser pour l'installation des jeunes : achat de nouvelles terres, achat de rizières. Au moment crucial de la transmission héréditaire, l'organisation spatiale des exploitations pourra-t-elle se reproduire à l'identique ou sera-t-elle nécessairement modifiée ?

Les résultats présentés dans la partie 1 montrent également des changements correspondants à des extensions ou rétractions de l'espace cultivé, des changements de la nature de l'occupation des champs (nouvelles cultures par exemple), ou des changements de répartition spatiale des cultures et des activités. Dans la zone de conservation, le mitage de la forêt tend à s'accélérer, le long des cours d'eau, par la recherche de bas-fonds à aménager en rizières, de plus en plus petits et éloignés. Des mises en valeur sont apparues dans les espaces non forestiers. En savane avec le labour des couvertures herbacées sur les collines ou le tavy sur plantations de pins pour une culture extensive du manioc. En lisière, on assiste au raccourcissement des jachères forestières induit par les mesures de conservation (interdiction de tavy sur les vieilles jachères).

Mais surtout les réserves foncières pour les années à venir qui étaient constituées par les tavy en forêt ne sont plus possibles à présent. D'autres moyens, comme l'organisation d'un marché foncier ou l'octroi de crédits fonciers, peuvent-ils les remplacer ?

Formalisation de l'impact des GCF sur les ménages

Soit E, l'exploitation agricole et TE un type d'exploitation agricole (résultat d'une typologie),
TE -> {F, L, S}
Chaque territoire d'exploitation peut s'étendre soit sur (F), (L) ou (S), soit sur (F, L), (F, S), (L, S), ou encore sur (F, L, S).
TE1 -> GCF -> TE1'
TE2 -> GCF -> TE2'
TE3 -> GCF -> TE3'
Soit R une règle, la GCF se définit par un corps de règles (R1, R2, R3,....Rj)
Quelles règles font passer le type TEi de l'état i à l'état i' ?

Si l'on considère l'état avant GCF comme un input, E1 par exemple, et l'état après GCF comme un output, E1', on peut relier l'input à l'output par une matrice décrivant les règles du GCF ayant contribué au passage d'un état à un autre. Il reste du flou dans la nature des relations entre avant et après le GCF. Dans la mesure où toutes les exploitations sont obligées de s'adapter à cette mise en défens, comment qualifier ces adaptations ? Y a-t-il des gagnants et des perdants ? Les changements sont-ils conjoncturels ou structurels ? Quelles inflexions dans l'organisation spatiale des exploitations sont imputables aux GCF ? Comment relier précisément à ces changements telle ou telle règle du GCF ? Est-ce que d'ailleurs ces règles sont bien respectées ? Si l'on prolongeait l'application de ces règles pour cinq ans de plus (arrivée au premier terme d'évaluation des GCF à 10 ans), les exploitations resteraient-elles dans les mêmes types initiaux en passant aux états 1'', 2'', 3'' ? Certains types disparaîtraient-ils, d'autres émergeront-ils ? Les adaptations des types d'exploitations aux

mesures de conservation peuvent-elles être vues comme des étapes successives le long de trajectoires ?

Le GCF entre input et output est encore pour nous une « boîte noire », d'où l'intérêt d'une exploration de cette boîte noire par la simulation, le simulateur aidant simplement l'expertise du thématique à s'affiner. Il faudrait, pour établir un bilan de ces évolutions, hiérarchiser, pour chaque configuration terroir villageois – GCF, les adaptations aux GCF en regard des objectifs de conservation (plus ou moins atteints) et des contraintes de développement (plus ou moins acceptables).

Les objectifs de conservation ont été analysés dans la première partie en discutant la notion de zone tampon. Des conclusions peuvent être également avancées concernant les contraintes de développement. Les exploitations dont le territoire est dispersé entre les trois zones tirent apparemment profit des règles de conservation pour s'agrandir. Ceux qui perdent sont ceux dont le territoire est regroupé en forêt. Soit ils en sont sortis, soit ils compensent le manque à gagner par des activités extérieures. Globalement, qu'est-ce qui est souhaitable ou supportable comme taux respectif de gagnant et de perdant pour que les règles restent respectées et que la gestion par les usagers reste praticable. La tension à gérer serait inversement proportionnelle au taux de gagnants, avec une situation moyenne de statut-quo (50% - 50%).

Mais le défi consiste bien à relier un niveau des objectifs de conservation à un niveau des contraintes de développement. Comment concilier la sévérité des règles de conservation au degré de contraintes subies par les ménages ? Quels mécanismes permettraient de modifier les trajectoires des exploitations en orientant ces types vers plus de conservation ? Comment compenser les types d'exploitations les plus fragiles ? On en revient à la notion de pilotage.

II.3. Elaboration de scénario

Une étape de cette modélisation est la construction de scénario d'aménagement. Selon les données disponibles, on pourrait faire varier le niveau de l'objectif de conservation, le niveau des contraintes imposées aux ménages paysans, le pourcentage des ménages qui parviennent à s'adapter (s'il y a des gagnants, des indifférents et des perdants). Il s'agit avant tout d'évaluer les stratégies possibles si la forêt est bloquée, dans un état X différent de 0 ou une fois disparue ($X=0$), ce qui reviendrait à passer de l'objet final {F, L, S} à l'objet final {L, S}. On se posera en particulier la question des exploitations en (F), (F, L), (F, S) et (F, L, S), en repérant quels sont les cas possibles ou existants et en se demandant à quel prix et à quelles conditions des évolutions seraient envisageables ?

Pour chaque type d'exploitation des indices d'accès aux trois zones de référence peuvent être définis comme le montre l'exemple de la figure 3. Pour passer des input aux output, il reste à produire un simulateur (Kosko, 1992).

Si TE1 -> TE1' sous R1 et P (1) = {{F}, {F, L}, {F, S}, {F, L, S}}, tous les éléments en forêt
Par exemple : F, L) -> L
Quelle règle pour passer de (F, L) -> L ?

On peut quantifier les extensions ou rétractions de l'espace cultivé en les traduisant en indices f, l, s (exemple figure 3). Si nous appelons R la boîte noire des règles du GCF :

TE1 (f1, l1, s1) -> R -> TE1' (f'1, l'1, s'1)				
f1 = 0	l1 = 2.3	s1 = 2.3	INPUT	
f'1 = 0	l'1 = 3.3	s'1 = 3.3	OUTPUT	
Règles à ordonner			indices connus	
R11	R12	R13	indices connus	
R21	R22	R23	f1	f'1
R31	R32	R33	l1 =	l'1
			s1	s'1
Input	SIMULATEUR		Output	
TE1			TE1'	
TE2			TE2'	
TE3			TE3'	

Figure 3 : Types d'exploitations avant et après le GCF, Village d'Ambendrana, Fokontany d'Iambara. D'après Toillier et al. (sous presse)

En colonnes les indices des TEi et TEi' : moyenne par type d'exploitations du nombre de lieux-dits par exploitation dans chacune des trois zones S, L, F, avant et après GCF.
Seconde colonne : % rizières dans chaque zone (seulement avant GCF).

Type 1 Dispersé en (S, L) = 5 exploitations				
	T1	% rizières		T1'
S	2.3	77.5		3.3 (défriche de pins pour manioc)
L	2.3	15.1	----->	3.3 (rizière)
F	0	0		0
Total	4.6	92.6		
	[2 - 7]			
Type 2 Divisé en (S, L, F) = 16 exploitations				
	T2	% rizières		T2'
S	1.5	46.6		1.5
L	1.3	6.7	----->	1.3
F	1.4	38.9		2.4 (rizière)
Total	4.2	92.2		
	[2 - 7]			
Type 3 Dispersé en (L, F) = 3 exploitations				
	T3	% rizières		T3'
S	0	0		0
L	1.7	6.4	----->	1.7
F	2.3	67.9		2.3

Total	4	74.3		
[4 - 4]				
Type 4 Blocs en (L, F) = 5 exploitations				
T4 % rizières			T4'	
S	0	0		0
L	0.4	10.3	----->	0.4
F	3.2	49.1		3.2
Total	3.6	59.4		
[2 - 5]				
Type 5 Groupé en (F) = 3 exploitations				
T5 % rizières			T5'	
S	0	0		0
L	0	0	----->	0
F	1	100		1 Activités extérieures
Total	1	100		
[1 - 2]				

Conclusions

Les possibilités de pilotage des GCF reposent sur deux facteurs, l'espace et les règles appliquées à ces espaces. Au moment de la création des GCF, les limites de la mise en défens sont fixées en plus ou moins grande correspondance avec les limites du terroir villageois. La délimitation de sous-zones ayant leurs propres règles d'usage est également enregistrée. Mais une fois créé le GCF et signé le contrat, ces limites sont données. Elles seront donc difficilement modifiables par la suite, ou en tous les cas plus lentement que les règles. Réduire ces limites pour entériner un retrait de la forêt est-il une position acceptable ? Exporter la conservation en augmentant les limites des dispositifs n'est pas une décision que peut prendre la COBA, à la différence de ce que pourrait faire une aire protégée. L'augmentation des zones conservées ne pourra se faire qu'en multipliant les GCF dans des villages de plus en plus isolés, mais pas en modifiant la surface des GCF actuellement créés. Elle dépend donc d'un acteur extérieur à la communauté villageoise. Une solution négociable en interne, même si elle est plus complexe, est, sans augmenter la surface conservée, de subdiviser l'espace mis en défens en sous-zones affectées à des règles de conservation spécifiques, soit plus restrictives, soit plus permissives (différents types de zones d'usage). Il ne reste donc essentiellement que les règles comme variables d'ajustement pour pérenniser ce type de conservation contractualisée sur le pas de temps de 10 ans qui sépare la signature du contrat de sa révision.

Par contre, nous avons vu que les adaptations des exploitations sont pour une grande part de nature spatiale. Les ménages ont donc gardé une marge de manœuvre d'adaptation de leurs stratégies spatiales. Si c'est bien le cas, il devient crucial de comprendre comment un ensemble de règles d'interdits et de mise en défens se répercute sur les modifications spatiales du territoire de l'exploitation. Des dynamiques spatiales étant déjà en cours avant les GCF, il faut repérer quelles règles ont produit une inflexion dans ces dynamiques, et qualifier cette inflexion, d'une part par rapport à un objectif de conservation et d'autre part par rapport à des contraintes de développement. On peut se demander comment les types d'exploitation évolueraient à moyen terme si ces règles étaient maintenues.

Il s'agit de proposer une aide au pilotage des dispositifs de conservation permettant d'évoluer d'une résolution des conflits vers un processus d'apprentissage dans lequel les agriculteurs deviendraient des alliés de la conservation. Notre objectif est de rendre la conservation viable.

Il faut pour cela se placer dans chaque configuration de terroir en gérant la tension entre des contraintes de développement et des objectifs de conservation. La recherche doit alors porter sur des formalisations acceptables des contraintes et des objectifs de manière à se mettre d'accord sur les liens qui les unissent et identifier ainsi les étapes permettant d'atteindre les objectifs tout en respectant les contraintes.

Dans l'application des mathématiques catégorielles à la problématique de la conservation du corridor, nous avons défini un objet final, de nature spatiale, ce qui nous a amené à classer des espaces et des acteurs. Nous avons constaté que la forêt constituait un attracteur et nous nous sommes demandé si ses fonctions pouvaient être reconstruites ailleurs. Cette exploration reste en chantier, à peine amorcé ici.

Comment, en s'alliant aux usagers de la forêt, agir sur les règles et pas seulement sur les espaces ? Répondre à cette question, c'est considérer les dispositifs de conservation comme des lieux d'apprentissage du développement durable. L'enjeu est bien le même, le pilotage d'un équilibre dynamique entre conservation des forêts et développement des populations rurales.

Bibliographie

- Andriamahazo M., Ebene Onana C.Y., Ibrahima A., Andriambolanoro D., 2000. Gestion locale sécurisée (GELOSE). Procédure de la mise en œuvre du transfert de gestion des ressources forestières et Sécurisation Foncière Relative : étude de cas dans 3 régions de Madagascar. Bilan des premières expériences. Mémoire Ing. CNEARC-FOFIFA, Montpellier,
- Aubert S., 2002. La gestion patrimoniale des ressources forestières à Madagascar : limites et perspectives d'une "révolution par le haut" in Cormier-Salem et alii : Patrimonialiser la nature J.M., 1998. Les SMA, un nouvel instrument pour tropicale. Dynamiques locales, enjeux internationaux. Paris, IRD, 101-124.
- Awodei S., 2006. Category theory. Oxford logic guides 49.
- Bertrand A., 1999. La gestion contractuelle, pluraliste et subsidiaire des ressources renouvelables à Madagascar (1994-1998), African Studies Quarterly.
- Blanc-Pamard, 1986. Dialoguer avec le paysage ou comment l'espace écologique est vu et pratiqué par les communautés rurales des Hautes Terres malgaches », in Milieux et paysages, Chatelin, Y. et Riou G (eds), Paris, Masson, pp17-34
- Blanc-Pamard Ch., Fauroux E., 2004. L'illusion participative. Exemples ouest-malgaches. Autrepart (31), 1-17.
- Blanc-Pamard C., Ralavita M., 2004. Ambendrana, un territoire d'entre-deux. Conversion et conservation de la forêt. Corridor Betsileo. Madagascar. GEREM-IRD-CNRE. CNRS-EHESS-CEAF. 85 p.
- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiarantsoa H., 2005. Transferts de gestion écologique et conflits d'appropriation des ressources à Madagascar (corridor betsileo). Com. Journées 2005 de l'ATI « Aires protégées », 28-30 novembre 2005, Ouagadougou, Burkina Faso, IRD UR168-Gerem, Cnrs-Ehess-Ceaf (power point).

- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiarantsoa H., Andriantseho D., 2005. Foncier et territoires entre pouvoirs locaux et politiques publiques environnementales. Pratiques, acteurs, enjeux (corridor betsileo, Madagascar). Rapport GEREM IRD-CNRE, CNRS-EHESS-CEAF, ICOTEM Univ. Poitiers, IRD UR 168, 162 p.
- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiarantsoa H., 2006. La légitimité en questions. Recompositions territoriales et Politiques environnementales. Pratiques, acteurs, enjeux (Corridor betsileo-tanala, Madagascar). Rapport GEREM IRD-CNRE, CNRS-EHESS-CEAF, ICOTEM Univ. Poitiers, IRD UR 168, 160 p.
- Deffontaines, J.-P., 1990. Organisation de l'activité agricole et développement d'une petite région lorraine. *Mappemonde*, n°4: 12-14.
- Deffontaines, J.-P., Petit, M., 1985. Comment étudier les exploitations agricoles d'une région (Présentation d'un ensemble méthodologique). *Etudes et Recherches*: 47 pages.
- Emerit A., Lescuyer G., 2003. Trois étapes pour la gestion viable de la forêt camerounaise : comprendre, énoncer, concilier. *Sociologies Pratiques* n° 07-2003, 29-48.
- Feltz G., Godefroit S., 2004. Contribution à l'étude « Evaluation et perspectives des transferts de gestion des ressources naturelles dans le cadre du programme environnemental 3 », document de synthèse, IRD – FLSH, 33 p.
- Hervé D., Carrière S., Toillier A., Serpantié G., Rakoto H., Blanc-Pamard C., Andriamahefazafy F., Andrianambinina D., Méral P., Aumeeruddy-Thomas Y., Ranaivoarivelo N., Rakotoarimanana V., Froger G., 2004. Une aire protégée composite : parcs et corridors dans la région de Fianarantsoa (Centre Est malgache). Rapport ATI 2004 « Aires protégées », Journées ATI Orléans, 14-15/12/04, IRD.
- Hervé D., Randriamahaleo S., Toillier A., 2006. Fonctionnement des dispositifs de nsertation par zonage dans le corridor forestier de Fianarantsoa. GECOREV, C3ED, Université Saint Quentin en Yvelines (poster).
- Kosko B., 1992. A dynamical systems approach to machine intelligence In *Neural Networks and Fuzzy System*, Prentice-Hall International Editions, pp 299-333.
- Maclane S., 1971. *Categories for the working mathematician*. Springer Verlag.
- Maldivier Ch., 2001. La décentralisation de la gestion des ressources renouvelables à Madagascar. Les premiers enseignements sur les processus en cours et les méthodes d'intervention. Rapport multi., 140 p.
- Montagne P., 2004. Analyse rétrospective du transfert de gestion à Madagascar et aperçu comparatif des axes méthodologiques des transferts de gestion sous loi 96-025 et sous décret 2001-122. Contribution à l'étude « Evaluation et perspectives des Transferts de Gestion des Ressources naturelles dans le cadre du Programme Environnemental 3 ». Consortium Resolve-PCP (CIRAD-FOFIFA-ESSA)-IRD, 53 p.
- Randriamahaleo S., 1982. Ensembles totalement flous et topos. Thèse doctorale 3è cycle en mathématiques, Univ. Claude Bernard, Lyon 1, France.
- Rakoto Ramiarantsoa H., 2003. Pensée zéro, pensée unique. La « robe des ancêtres » ignore. In « Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ? » Karthala-GRET, Paris, pp. 105-120.
- Tallet, B., 1989. Connaître les exploitations agricoles: un outil pour les politiques de développement rural au Burkina Faso. *Tropiques. Lieux et liens*. Paris, ORSTOM, 620p: 241-248.
- Thinon, P., Deffontaines, JP, 1999. Partage de l'espace rural pour la gestion de problèmes environnementaux et paysagers dans le Vexin français. *Cahiers Agricultures* 8 : 373-87

Toillier A., Hervé D., 2005. Impact des dispositifs de conservation par zonage sur les formes d'occupation de l'espace par l'agriculture. Rapport 2005 ATI « Aires protégées », GEREM (CNRE-IRD), Montpellier, IRD, 34 p.

Toillier A., Serpantié G., Hervé D., Rakotoson D., Lardon S. (accepté avec révisions). Land use strategies for farmers in response to forest conservation measures : a case study in the eastern rainforest of Madagascar. *Journal of Sustainable Forestry*. 21 p. + 5 tab. + 2 fig.

Quelques effets induits sur les populations locales par la mise en place d'une AMP : L'exemple d'Andavadoaka

Hélène André-Bigot, CR1, anthropologue, IRD
Gérard Andriamandimby, doctorant en Sciences Sociales du Développement.

Résumé

Le chantier "Littoraux MALgaches" (LIMA) de l'UR 169 de l'IRD a pour objet d'étude "Les enjeux, stratégies et marges de manoeuvre des acteurs locaux face aux processus de conservation/préservation et de mises en valeur des espaces/territoires maritimes et côtiers à Madagascar".

Ce chantier, mené dans le cadre de l'UR 169 "Patrimoines nAturels, Territoires et IdentitéS" (PATIS), s'effectue en collaboration avec l'Institut d'Halieutique et de Sciences Marines (IHSM), Université de Toliara et avec la filière Sciences Sociales du Développement (SSD), du département d'Histoire de l'Université d'Antananarivo (FLSH).

Andavadoaka, qui est le principal site d'intervention de ce chantier, est également le site pilote de mise en place d'une Aire Marine Protégée (AMP) à Madagascar. Ce projet s'inscrit dans la création du réseau régional des AMP des Pays de la Commission de l'Océan Indien (Comores, Réunion, Madagascar, Maurice et Seychelles).

Objectif

Notre communication se donne pour objet d'examiner l'implication des communautés locales dans la mise en place de l'AMP d'Andavadoaka (et alentours), suivant en cela les recommandations post Durban.

Le suivi du processus de création de l'aire marine protégée d'Andavadoaka, dont la coordination a été confiée à l'ONG américaine Wildlife Conservation Society (WCS), constitue un bon poste d'observation pour mesurer la prise en compte effective des droits des populations autochtones et mobiles ainsi que des communautés locales sur leurs ressources naturelles et sur la conservation de la diversité biologique.

Il s'agira d'interroger les processus menés auprès des populations locales en vue de la délimitation de l'AMP sous l'angle des objectifs stratégiques n°s 8 et 9 de cette recommandation :

- veiller à ce que l'établissement et la gestion des aires protégées respecte les droits des populations autochtones, des populations mobiles et des communautés locales ;
- veiller à ce que des représentants, choisis par les populations autochtones et par les communautés locales en fonction de leurs droits et de leurs intérêts, participent à la gestion des aires protégées.

Contenu de l'étude

Le projet d'AMP à Andavadoaka coordonné par l'ONG WCS s'établit par le biais d'un partenariat public privé (3P)¹, majoritairement financé par le Fonds Social Prioritaire,

¹ Ce partenariat privé-public regroupe : la COPEFRITO, société de collecte de produits de lamer (SARL), l'ONG Blue Ventures Conservation, l'Agence de Recherche et de Valorisation Marine (ARVAM), la Cellule des Océanographes de l'Université de Toliara (COUT), le Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement (SAGE), l'Institut Halieutique et des Sciences Marines (IHSM) et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Ces partenaires oeuvrent avec différentes structures publiques, dont : la Direction de la Pêche, Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche (MAEP), le Service Déconcentré de la Pêche, MAEP, Toliara et le Centre de Surveillance des Pêches (CSP).

Gestion Décentralisée des Ressources Naturelles (FSP/GDRN) de la Coopération Française. Deux étapes de 18 mois le structurent. La première, venue à échéance en juillet 2006, avait pour objectif de montrer les bénéfices de trois réserves tournantes de poulpes. La délimitation de l'AMP et la mise en place de sa gestion est l'objet de la deuxième étape.

Notre objectif général est de mesurer les effets de l'intervention de « tiers » (Etat, ONG internationales avec leurs relais locaux, bureaux d'études...) mettant à profit le développement de la sensibilité internationale aux questions de préservation de l'environnement et de développement durable. Postulant en effet que cette intervention de « tiers » va conduire, à des degrés divers, pour la population locale, à la modification d'un « équilibre relatif initial » et susciter de nouvelles réactions d'adaptation qui se traduiront par des changements dans l'organisation sociale et dans leur pratique professionnelle, nous souhaitons étudier les remaniements variés qui vont s'en suivre. Pour ce faire, nous développerons deux grands axes, qui recourent les entrées 1 et 2 de l'appel à proposition.

Dans un premier temps, nous considérerons les connaissances produites et mobilisées pour mettre en oeuvre l'AMP afin d'examiner leurs effets de légitimité. Ceci nous amènera à rechercher les différentes représentations et enjeux attachés au projet, fonction des différents intervenants (populations autochtones et migrantes, ONG conservacionniste et à finalité éco-touristique, société de collecte...). Réfléchir cette pluralité des valeurs et d'enjeux permettra d'identifier les conflits apparents ou latents entre acteurs, les stratégies menées en vue de la gestion des ressources et les rapports de force qu'elles impliquent.

Le déséquilibre relatif suscité par la mise en place de l'AMP permet de répertorier les réponses adaptatives du groupe concerné selon une grille théorique incluant les pratiques, l'organisation sociale, l'unité domestique et l'évolution des représentations diverses, notamment du milieu naturel, du référent culturel dominant, des enjeux identitaires individuels et collectifs.

Dans un second temps, nous nous interrogerons sur l'implication effective des populations locales, leur degré d'engagement et d'adhésion au projet.

Parmi les différents processus de concertation et de sensibilisation établis auprès des populations locales pour les amener à gérer leur ressource selon un certain cahier des charges et à proposer des sites de préservation, il y a la création d'associations locales. Celles-ci doivent à terme devenir des intermédiaires entre les différents bailleurs du projet et les populations locales. Quels seront par exemple les effets de l'émergence possible d'un monde associatif ? (La constitution d'une proto société civile ? En quoi cela modifiera-t-il l'équilibre des pouvoirs locaux. Qui y sera acteur majoritaire ? Cela renforcera-t-il le poids décisionnel relatif des autochtones ou pas ?, etc.)

La représentativité des communautés locales au sein des conseils ainsi créés et leur composition témoignera du niveau de consensus occasionné.

Etudier les procédures de concertation locales sous l'angle de leur teneur, de leur mise en oeuvre, de leur résonance et de leur représentativité permet de réduire le risque de déconnexion entre les projets et la réalité sociale des divers groupes. En même temps, s'y décèle la relative assimilation et/ou pénétration des logiques de rationalité économique et écologique dans les évaluations et représentations des protagonistes locaux (par exemple, l'étude par groupe de la réceptivité intra et inter générationnelle aux thématiques patrimonialo-environnementales permet d'évaluer le degré d'hétérogénéité des positions comme indicateur de la cohésion d'un groupe).

Une analyse comparée de l'historicité du mode d'engagement des acteurs autour des savoirs locaux et des approches participatives dans trois parcs nationaux :

Ayubia (Pakistan), Shey Phoksundo (Népal) et Cévennes (France)

Yildiz Aumeeruddy-Thomas¹

Introduction

Les réflexions qui suivent se fondent sur des travaux effectués en région himalayenne, au Népal (Parc National Shey Phoksundo) et au Pakistan (Parc National Ayubia) entre 1997 et 2004 (Voir Lama et al. 2001), ainsi que des travaux en cours depuis 2005 en France (Parc National des Cévennes). Ces travaux me permettent d'amorcer une analyse comparée de situations extrêmement variées autour de deux grands concepts qui soutiennent l'action environnementale depuis les années 1980: les discours et actions mobilisés autour des « approches participatives » et l'intégration des « pratiques et savoirs locaux » dans les approches de conservation. L'asymétrie des situations comparées me semble intéressante car l'objectif de ce travail est d'identifier, malgré les divergences historiques, sociales et politiques, des catégories types d'approches de conservation dans les aires protégées concernant les deux variables « intégration des savoirs et pratiques locaux » et « approches participatives ». En quoi les différentes catégories d'acteurs en présence et leurs modes d'interactions au cours de l'histoire, peuvent-elles rendre compte de la variabilité rencontrée ? Quel est le degré de flexibilité des ces catégories types ? En quoi se rapprochent – elles du développement durable ?

Afin de comprendre ces variations, je me suis intéressée aux modes d'engagement des différents groupes d'acteurs en présence, en particulier, la façon dont ils s'engagent sur les plans cognitif et social dans différentes formes d'actions sensées améliorer les approches de gestion de la nature. Il s'agit d'une analyse des relations entre des groupes d'acteurs très disparates d'un point de vue social et culturel, provenant de milieux variés et se situant entre le niveau local et le niveau global. Cette analyse fait appel à divers cadres de réflexion théoriques dont ceux de l'anthropologie du développement² et de l'anthropologie de la nature (voir Descola 2005), mais également des réflexions en cours sur des questions d'éthique autour de l'usage de normes en matière d'environnement (Larrère et Larrère 1997). Mon analyse tient compte par ailleurs de l'historicité, m'appuyant ici sur l'idée que les transformations des rapports sociaux ou de faits tels que la recomposition des rapports à la nature, sont liés à des faits

¹ Ethnobotaniste, Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, chercheur associé, UR 168, IRD, Montpellier. E : yildiz.thomas@cefe.cnrs.fr

² Voir par exemple travaux de O.de Sardan

historiques appropriés de façon différemment par divers groupes sociaux pour construire de nouvelles relations de pouvoir, de collaboration, d'entraide etc. (Touraine 1973). Dans les cas analysés, des faits historiques tel que le fait colonial au Pakistan, la prise en charge de l'environnement par des ONG internationales au Népal et un positionnement d'acteurs locaux en faveur de la conservation d'un patrimoine culturel en France (cas particulier du Parc National des Cévennes), vont contribuer à forger l'identité des décideurs et gestionnaires de l'environnement et influencer leurs approches de protection de la nature. Ces décideurs et gestionnaires sont porteurs d'une vision de la nature qui détermine leurs rapports avec les usagers communs³ ainsi que leurs approches de conservation. Cette vision forgée par des faits historiques détermine également une plus ou moins grande flexibilité de transformation du système.

Je m'appuie également sur ma discipline, l'ethnoscience qui a pour objet central l'étude des savoirs naturalistes. En effet, ces modes d'engagement se situent pour partie autour de la mobilisation (ou non) des pratiques et savoirs locaux. L'ethnoscience m'a fourni des outils précis pour analyser le contenu des savoirs naturalistes vernaculaires que je qualifierai de savoirs profanes, mais également de juger des relations entre savoirs profanes et savoirs scientifiques, un des buts premiers de l'ethnoscience. Cependant, il ne s'agit pas ici d'explicitier ces savoirs au sens ethnoscientifique mais de montrer comment des modes d'engagement entre différents groupes d'acteurs vont tendre à mettre en relation des savoirs profanes, des savoirs scientifiques ou des savoirs d'experts. Je me situe ainsi dans un cadre de réflexions en cours en sciences politiques (voir Agrawal 2002), en anthropologie sociale (voir Fairhead et Leach 1997 et Leach et Fairhead 2002) et en sociologie (voir Theys et Kalahora 1992) qui interrogent, d'une part, les relations de pouvoir entre divers registres de savoirs, et d'autre part, les effets sociaux de l'irruption des experts et des savoirs écologiques dans le domaine de l'environnement.

J'ai choisi de discuter des « approches participatives » et des « pratiques et savoirs locaux » car j'ai travaillé au Népal et au Pakistan dans le cadre du programme international d'ethnobotanique appliquée 'People and Plants' du WWF et de l'UNESCO. Ce programme a développé de nombreux projets de recherche-action avec pour objectif central l'intégration des pratiques et savoirs locaux dans les approches de conservation, ceci, dans un cadre qui se voulait participatif, y compris dans les méthodes et approches de recherche (Hamilton et Hamilton 2005). Le parc National des Cévennes a ceci de remarquable qu'il est le seul parc français habité dans sa zone centrale. Il a, pour diverses raisons liées à l'histoire de la fondation du parc, adopté une approche résolument participative ou de concertation avec les usagers et propriétaires de terres situées en zone centrale ainsi qu'avec des institutions publiques telles que les chambres d'agriculture et les DDAF (Direction départementales de l'agriculture et de la forêt). Mes travaux en Cévennes sont liés à un projet interdisciplinaire d'évaluation des mesures de conservation en région méditerranéenne⁴.

³ Usagers communs voulant dire ici, ceux n'ayant pas un pouvoir décisionnel dans l'élaboration des mesures de conservation.

⁴ Projet ANR « Anthropisation, **BI**odiversité, **ME**diterranée » du CEFÉ-CNRS en partenariat, LAMETA, Parc National des Cévennes, La Tour du Valat.

Historicité : du national à l'international

Je passe en revue dans ce chapitre l'émergence de l'idée de protection de la nature dans les trois pays considérés, en mettant l'accent sur les acteurs des niveaux nationaux et internationaux qui ont participé activement à la mise en place des premiers parcs nationaux. J'insiste sur les relations qui vont lier les différents groupes d'acteurs entre eux et la façon dont ils ont été amenés à construire une vision et un objectif commun ou à se situer dans une relation conflictuelle. La contextualisation historique de la situation française s'inspire des travaux et réflexions de Larrère (1981), Larrère et Larrère (2003) et Selmi (2004). L'histoire de la conservation au Pakistan a été recueillie auprès des membres fondateurs du WWF Pakistan et de certains chasseurs et grands propriétaires fonciers, mais également dans des documents d'archive. Quant à l'expérience népalaise, elle est reconstruite à partir des travaux de Ripert et al. 2003, des connaissances relatives à l'évolution de la foresterie communautaire au Népal et en Inde (Aumeeruddy-Thomas et al. 1999), alimentée par mes propres observations de terrain.

En France, l'idée de protection de la nature nous vient des forestiers, qui, à la fin du 19^{ième} siècle, accusèrent les « montagnards fauteurs de troubles »⁵ de déforestation en zones de montagnes et les considérèrent comme responsables des inondations en aval. Cette idée a permis aux forestiers de justifier de grands programmes de reboisement (Larrère 1981 *Op. cit.*). Ce positionnement des forestiers très tôt dans l'histoire de la protection de la nature en France a également justifié une approche réglementaire stricte excluant les hommes, en particulier dans les réserves intégrales. La protection de la nature fut soutenue par une autre idée forte développée par les romantiques tels JJ Rousseau qui voyaient une convergence entre monuments historiques et paysages naturels exceptionnels, selon une approche avant tout esthétique et pittoresque. Ainsi on parlait de séries forestières artistiques telles que les forêts de Fontainebleau qui furent les premières réserves françaises (Selmi 2004). L'accent ainsi mis sur le caractère pittoresque de la nature fut à l'origine d'un mouvement touristique qui s'est fortement accentué à la faveur d'une urbanisation croissante, mouvement soutenu par le Touring Club de France. Ce dernier fonde la protection des sites naturels sur trois catégories de valeurs, une valeur patriotique et morale faisant d'un site naturel un monument dont la protection repose sur la mémorisation d'un patrimoine naturel, une valeur esthétique accordée aux paysages ainsi qu'une valeur économique associée au tourisme. « *Le souci du maintien des populations locales par le Touring Club de France et le Club Alpin Français revêt à la fois la nécessité d'une modernisation économique et civilisatrice pour développer l'économie rurale - partiellement grâce au tourisme -, et la nécessité muséographique pour entretenir le folklore et conserver les paysages* »⁶. Les naturalistes, pour leur part, appuyèrent les forestiers dans leur approche de protection d'une nature exempte de perturbations humaines et poussent à l'adoption de modèles internationaux, notamment le modèle américain fondé sur une conception de nature inviolée en équilibre. La France s'est également inspirée de ses expériences dans les colonies, telle Madagascar, pour développer un réseau de parcs nationaux français, outremer, dans un premier temps, et, dans un deuxième temps, en métropole après la décolonisation. Selmi souligne qu'il était plus facile d'exproprier les indigènes qui

⁵ Corvol (A.) 1987 cité par Selmi p 82.

⁶ Citation de Selmi (Op Cit) p102-103

n'ont pas de droits civiques et politiques dans les colonies que les indigènes français en France.

Au Pakistan, le département des forêts et de la chasse (Forest and Game Department), fondé par les anglais, était (est toujours) une institution très puissante car, ayant la maîtrise d'un très grand territoire. Les anglais firent établir pendant la période coloniale un vaste réseau de réserves forestières et de chasse ('Forest and Game reserves'), ces deux types de réserves ayant pour vocation respectivement de protéger les bassins versants et de développer des activités de chasse contrôlée. A cette fin, les administrateurs des forêts avaient effectués de profondes réformes foncières afin de mettre en défens des terres forestières pour réguler l'impact de l'utilisation de ces forêts par les populations locales. Ce statut de réserve forestière est d'ailleurs toujours en vigueur aujourd'hui (Aumeeruddy-Thomas et al. 2004). Parallèlement à ceci, l'éducation à l'anglaise avait développé un fort intérêt pour les approches naturalistes auprès des jeunes pakistanais éduqués. Au début des années 1960, les universités pakistanaises comportaient des musées d'histoire naturelle tel le musée zoologique de l'Université du Punjab. Beaucoup de jeunes Pakistanais issus de familles éduquées avaient acquis une habitude quasi victorienne⁷ - une culture empruntée au anglais - de collectionner « des plumes, des papillons et même dans certains cas de se former à la taxidermie »⁸. Les sorties ornithologiques réunissaient les naturalistes Pakistanais et de nombreux cadres anglais restés sur le territoire Pakistanais ou engagés dans la coopération après l'indépendance. Ainsi, d'éminents ornithologues comme T.J. Roberts⁹ résidaient au Pakistan.

Pendant la période coloniale, les anglais entretenaient des relations fortes avec les différents petits princes locaux (nawabs et rajahs) afin de mieux asseoir leur pouvoir. Un des moyens privilégiés d'établir ces relations était de partager des parties de chasse. Après la décolonisation ces grands propriétaires fonciers continuèrent à entretenir les mêmes types de relations avec les nouveaux gouvernants, en particulier le Président, s'assurant ainsi une transition de leurs postes 'princiers' vers des postes importants dans l'administration pakistanaise. Le prince Philip d'Edimbourg, qui fut un des fondateurs du WWF international, chassait encore dans les années 60 avec le Président Ayub Khan dans les réserves personnelles de quelques grands propriétaires fonciers. Ces derniers ont par la suite assuré un soutien financier important au WWF Pakistan qui devint ainsi un bureau national relativement indépendant à l'opposé de la situation népalaise (voir plus bas). Les naturalistes, pour leur part, tel T.J. Roberts et d'autres naturalistes anglais résidant au Pakistan, étaient en contact avec des associations de protection de la nature en Angleterre. Un naturaliste anglais devint le premier contact du WWF International au Pakistan. Ce dernier proposa au Président Pakistanais Ayub Khan d'inviter en 1967 une équipe du WWF International afin de conseiller le pays en matière de protection de la faune sauvage. Un livre culte fut écrit à la suite de cette expédition 'The Vanishing Jungle: Two Wildlife Expeditions to Pakistan'. De même

⁷ L'époque victorienne (1837 -1901) était caractérisée en Angleterre par un grand développement de la pensée naturaliste concomitante avec la plus grande expansion mondiale de l'Angleterre. Cette période était également marquée par de grandes avancées en biologie avec la publication notamment de l'Origine des Espèces de Darwin en 1859.

⁸ Un membre fondateur du WWF Pakistan

⁹ T.J. Roberts est l'auteur du guide naturaliste le plus important au Pakistan concernant les oiseaux intitulé « Birds of Pakistan ». Il est intéressant de noter qu'il possédait une résidence secondaire aux alentours du Parc National Ayubia.

qu'en France, c'est sur la disparition des forêts, attribuée à l'action des petits paysans, que va se stigmatiser la question de la conservation au Pakistan. Lors de cette première expédition du WWF, les invités firent des visites aux réserves de chasse privées des riches propriétaires terriens. Les recommandations faites à la suite de cette expédition furent de mettre en place des aires protégées. Une première antenne du WWF international fut fondée au Pakistan avec à sa tête comme premier secrétaire, un grand industriel pakistanais, Syed Babar Ali qui devint par la suite un des Présidents du WWF International. Des naturalistes tels que T.J. Roberts, d'éminents propriétaires fonciers, ainsi qu'un chasseur renommé, le Major Aman Ullah Khan furent également parmi les premiers administrateurs de ce bureau qui démarra ses activités au début des années 1970.

Dans le cas pakistanais, comme dans le cas français, nous voyons que les forestiers et les naturalistes se sont alliés pour définir des approches de conservation de la nature en mettant l'accent sur le rôle dévastateur des usagers communs. La nature en tant qu'objet de loisir, pour les touristes du Touring Club de France ou pour les chasseurs pakistanais des classes dominantes va tendre à exclure les usagers communs pour en faire un lieu de villégiature réservé aux riches. Le fait colonial est très présent avec un effet de miroir pour la France, qui calque les approches de protection dans les parcs nationaux sur son expérience coloniale, et un effet très direct de la politique anglaise de protection de la nature au Pakistan. On voit cependant apparaître un acteur très fort au Pakistan, le WWF, ONG internationale porteuse des visions des naturalistes occidentaux mais surtout caractérisée par sa grande capacité à rassembler des fonds d'industriels nationaux et son lien très fort avec l'état pakistanais.

Au Népal contrairement aux deux cas précédents, il s'agit d'un pays qui n'a pas connu la colonisation et qui est resté fermé au monde extérieur jusqu'en 1951 où il ouvre ses frontières aux touristes, aux experts et à l'aide internationale. En effet, cette ouverture s'est accompagnée d'une volonté de moderniser le pays avec l'aide d'experts étrangers (Ripert et al. *Op. Cit.*). Cependant le Népal afficha dès lors, et encore aujourd'hui, une volonté de développer l'économie du pays par l'exploitation des ressources naturelles. Pays de montagnes, l'agriculture y est caractérisée par une pluriactivité tournée vers un usage important des ressources naturelles, que ce soit pour l'élevage ou la cueillette de produits forestiers non ligneux (Aumeeruddy-Thomas et Shengji 2003). En devenant membre des Nations Unies en 1955, le Népal fit appel aux gouvernements étrangers et connut une croissance exponentielle de l'aide internationale avec pour conséquence une participation de plus en plus importante des gouvernements étrangers dans sa politique de protection de l'environnement (Ripert et al. *Op. Cit.*). En 1957, les forêts privées du Népal ont été nationalisées. Cette action dénie tout rôle à la gestion communautaire locale au profit d'une gestion policière par les forestiers, soutenue par des théories catastrophistes liées à la déforestation par les paysans des montagnes (Ives et Messerli 1989). Selon Ripert et al. (*Op.Cit.*), le Népal devint le « *champ d'application de politiques nouvelles en matière de protection de la nature qui reposent sur les théories catastrophistes en vogue à l'échelle internationale* » avec, notamment, une accentuation de la politique de mise en statut d'aires protégées dont la première, le Royal Chitwan National Park en 1973 interdit l'accès aux habitants. Cette tendance s'inversera totalement en 1978 sous l'influence d'ONG internationales, faisant place à une réforme de la loi forestière en vue d'une gestion participative et la mise en place d'une foresterie communautaire parmi les exemples les plus connus au monde

(Aumeeruddy-Thomas et al. 1999). Cependant, la vague participative liée à la foresterie communautaire va toucher le Népal qui deviendra également un champ d'expérimentation de modèles participatifs, renforcés par une loi de décentralisation en 1982. Cette loi de décentralisation n'est cependant pas simplement le fait d'une vision étrangère au Népal car les systèmes décentralisés des 'panchayat' avaient déjà conduit le roi du Népal en 1961 à transférer la protection des forêts aux institutions villageoises (panchayat) formés pour mettre fin à l'empire autocratique des Gorkha¹⁰ (Aumeeruddy-Thomas et al. 1999). La politique de protection de la nature évolua également vers une plus grande prise en compte des habitants dans la périphérie des aires protégées. Le Népal expérimenta ainsi dans les années 1980 un nouveau modèle : « l'aire de conservation »¹¹ avec un zonage donnant une place importante à différents types d'usages et un rôle accru aux habitants devenus acteurs de la conservation. Suite à une expérience très décriée de déplacement de populations d'un parc national de montagne vers les plaines du Sud du Népal et l'intervention de l'alpiniste Hillary¹² en faveur des Sherpa, les parcs nationaux des régions de montagne bénéficièrent d'un arrêté spécial permettant aux habitants de continuer à résider à l'intérieur des parcs. C'est le cas du Parc National Shey Phoksundo. Par ailleurs la très faible densité des habitants des zones de montagne et l'attractivité ethnique que représentent les habitants conviennent à une politique générale de préservation des paysages physiques et culturels pour attirer le tourisme. Les parcs nationaux des plaines, des anciennes chasses royales (tigre et rhinocéros) se calquèrent sur le modèle international d'exclusion des habitants et sur la protection de la grande faune emblématique. Le WWF Népal participa à la création du Parc National de Chitwan et a fortement influencé la politique de protection de la nature au Népal. Il devait cependant sans arrêt adapter sa politique de protection de la nature au gré des nouvelles politiques de bailleurs de fonds internationaux. C'est en effet un bureau qui ne se suffit pas à lui-même contrairement au bureau pakistanais (qui s'autofinance pour une grande partie) et qui de ce fait n'est en quelque sorte qu'une antenne internationale du WWF au Népal.

Historicité, le contexte local

Après cette analyse de l'historicité du mode d'engagement des acteurs à l'échelle nationale ainsi que des liens avec les acteurs internationaux, je souligne dans ce chapitre le positionnement des acteurs locaux¹³ en mettant l'accent sur la façon dont ils vont effectivement infléchir les modalités de gestion de ces trois parcs nationaux selon des modèles bien spécifiques.

En Cévennes, c'est un forestier, conservateur des eaux et forêts qui suggéra en 1913 la création d'un parc national incluant les reboisements de l'Aigoual. Cependant, en 1933 une idée nouvelle est avancée par un juriste sur l'importance de l'équilibre agro-sylvo-pastoral et des anthroposystèmes pour la protection de la nature, idée qui est appuyée la

¹⁰ Anciens rois du Népal qui ont précédé le lignage royal actuel.

¹¹ L'exemple le plus connu étant le Anapurna Conservation Area géré par le King Mahendra Trust for Nature Conservation, une ONG nationale très proche du roi.

¹² Sir Edmund Hillary, premier alpiniste ayant atteint le sommet de l'Everest et qui contribua à forger une image moderne de la société Sherpa de la région du Sagarmatta

¹³ J'entends par acteurs locaux ceux qui travaillent à l'échelle locale et non pas uniquement les dites populations locales.

même année par le conseil général de la Lozère. En 1961, une association culturelle « Font Vive » a soutenu l'idée de sauvegarder les « 'sources' des Cévennes au sens propre comme au sens figuré. Cette association sera très active dans les années 60 pour la promotion du 'Parc national culturel des Cévennes' » (Annexe Plan d'aménagement 2000-2006 PNC). Le sous-préfet de Florac, Georges Mazonot (1967-1970), associa fortement les habitants dans les discussions et il était convaincu que le futur parc ne devait pas être « *une simple action conservatoire de la nature mais devait être aussi un outil de développement agricole* » (Annexe Plan d'aménagement 2000-2006 PNC).

Dès sa création le parc national affiche comme notion fondatrice son caractère¹⁴ comprenant la place de l'homme¹⁵ et les potentialités du milieu naturel¹⁶. Mais d'autres concepts fondent ce « caractère » du PNC notamment la manière « *d'habiter* » ou de « *fréquenter* » son territoire: « *la quiétude des lieux, la discrétion des équipements, le respect des sites et des cultures* »¹⁷. En ayant pour missions celles inhérentes au statut de Parc National, celui-ci met donc l'accent sur un patrimoine naturel et culturel fort, inextricablement liés où la présence de l'homme en son centre doit amener un mode de gestion adapté. Cette situation toute particulière du Parc National des Cévennes en France et l'intégration de l'agriculture et même de la chasse (selon des quotas fixés) dans sa zone centrale amèneront le PNC à cogérer avec de nombreux acteurs locaux y compris avec les préfets, les maires, les chambres d'agriculture, les DDAF et les usagers propriétaires en zone centrale. Nous pourrions donc parler, dans le cas du PNC, d'une approche participative qui rappelle en bien des points le mode de gestion d'un parc naturel régional français si ce n'est le rôle réglementaire que le PNC a dans sa zone centrale. Je reviendrai plus bas sur les modalités de cette approche participative.

De façon très contrastée avec le cas précédent, la création du Parc National Ayubia au Pakistan ne se fonde pas sur une participation forte des acteurs locaux dans son processus de création. Cependant, sa proximité de la ville d'Islamabad en avait fait depuis longtemps un lieu de villégiature important pour de riches habitants de cette ville, y compris de grands naturalistes tels que T.J Roberts, et leur influence a sans doute été décisive. Dès sa création, des infrastructures furent créées à des fins récréationnelles (monte-sièges, sentiers de randonnées etc) ainsi qu'une infrastructure hôtelière accrue, signifiant clairement l'importance de ce parc pour les touristes d'origine urbaine. Le nom du Parc, Ayubia, est inspiré du nom du Président Ayub Khan et symbolise le plus haut niveau du pouvoir au Pakistan, là où les décisions ont effectivement été prises pour la création de ce parc. La zone avait déjà le statut de « Forest Reserve » depuis la période coloniale, de sorte que ce sont les forestiers qui participèrent activement à sa création en 1984. Les raisons invoquées pour la mise en statut de ce parc étaient la préservation des beaux paysages ('beautiful landscapes') et d'un écosystème remarquable « *représentatif d'un des derniers lambeaux de forêt tempérées humides du Pakistan* » (discours qui sous-entend que tout aurait été détruit par ailleurs par les populations locales). Ce parc est également considéré comme une zone de passage de nombreux oiseaux migrateurs, mais abrite également des

¹⁴ « tous travaux susceptibles d'altérer le caractère du Parc sont interdits » (Décret de 1970, article 18)

¹⁵ discours de J. Duhamel : « *la grande originalité du Parc national des Cévennes c'est qu'il recouvre des terrains de moyenne montagne occupés et utilisés par l'homme* »

¹⁶ « *Il appartient au Parc d'avoir à promouvoir une véritable régénération de la nature* » Décret 1970, article 18

¹⁷ Annexe 1 du programme d'aménagement 2000-2006 du PNC

populations de faisans rares. Une interdiction totale d'accès fut imposée aux habitants vivant dans les alentours, bien que cette zone fût traditionnellement utilisée par des femmes pour la recherche de fourrage et de bois de feu. La raison invoquée était que les activités de cueillette de champignons (des morilles pour la vente) par des femmes, dérangerait la nidification des faisans. Nos travaux dans ce parc ont au contraire démontré que ces activités ne correspondaient pas exactement aux périodes de nidification et que les morilles ne se trouvaient de toute façon pas dans le type d'habitat correspondant aux sites de nidification¹⁸. Par ailleurs, un des deux faisans y est en limite d'aire de distribution, ce qui expliquerait sa rareté plutôt qu'un effet des activités des femmes. La situation au Parc National Ayubia était celui d'un conflit relativement rude entre les gardes et les femmes. Celles-ci étaient cependant un groupe d'acteurs clé à Ayubia. Notamment elles payaient des amendes formelles et 'informelles' aux gardes du parc pour y avoir accès. Une étude menée sur ces transactions a montré qu'elles représentaient un apport financier non négligeable pour les gardes. Ceci permettait par la même occasion aux femmes de poursuivre dans une certaine mesure leur activité illégale. Par ailleurs, elles servaient de bouc émissaire aux forestiers pour soutenir l'idée que les populations locales détruisaient les forêts compte tenu de leurs activités de cueillette de fourrage et de bois de feu. Un autre groupe d'acteurs locaux liés aux forestiers, était représenté par des hommes riches et influents des différents villages des alentours. Ces derniers avaient des accords tacites avec divers gardes du parc et des forêts alentours pour le prélèvement non officiel de bois d'œuvre dans les forêts environnantes et dans le parc. Ce circuit de corruption 'toléré' par les autorités avait par ailleurs donné naissance à la création de petites ONG locales militant en faveur de la protection des forêts locales pour les moins riches. Ces petites ONG jouèrent par la suite un rôle assez important dans les approches dites participatives (voir Aumeeruddy-Thomas et al. 2004).

Au Népal, je n'insisterai pas tant sur l'histoire de la fondation du Parc National Shey Phoksundo¹⁹ que sur la présence des groupes d'acteurs locaux et de leurs modes d'interactions pendant la période où j'y ai travaillé (1997 -2004). La création du Parc en 1984 a mis en jeu l'ensemble des acteurs du niveau national et international dont nous avons parlé plus haut. Localement, ce parc, comme tous les autres parcs nationaux du Népal, était géré par le département des parcs nationaux du gouvernement népalais (Department of National Parks and Wildlife Conservation), secondé par le WWF Népal. Celui-ci travaillait alors dans le cadre d'un programme de conservation et de développement intégré financé par l'aide américaine (USAID). Une multitude d'autres ONG internationales et nationales, ces dernières financées le plus souvent par des bailleurs de fonds internationaux, étaient présentes au Dolpo, agissant dans différents domaines dont l'éducation, la santé, la promotion culturelle etc. Il est important de noter que le Dolpo était une zone fermée aux étrangers jusqu'au début des années 1980 et que l'implication des ONG internationales dans la zone est postérieure à cette ouverture, donc relativement récente. Parmi les acteurs locaux, les habitants du parc et de la zone périphérique représentés par leurs élus, travaillant pour l'administration népalaise à l'échelle des communes (Village Development Committee), avaient du poids par le simple fait qu'ils habitaient ce territoire. Compte tenu de la tradition participative de la foresterie communautaire au Népal qui tend à former des groupes d'utilisateurs (community forest user groups), le WWF, dans son rôle d'appui au parc, a

¹⁸ Voir Aumeeruddy-Thomas et al. 2004

¹⁹ Nommé ci-après, Dolpo, nom de la région où se situe ce parc

initié ses travaux au Dolpo en formant différents groupes tels que les groupes d'usagers des pâturages, les groupes de femmes, les eco-clubs etc. Bien que ces groupes n'aient pas de sens *a priori*, ni d'un point de vue social, ni d'un point de vue politique au niveau local, les habitants comprirent très vite *a posteriori* que c'est au travers de ces groupes qu'ils pouvaient négocier avec le WWF et donc avec les autorités du Parc pour faire valoir leur point de vue, sinon leurs droits (Aumeeruddy et Lama à paraître 2007).

Pratiques autour des savoirs locaux et de la gestion participative

Aux velléités premières des forestiers de faire du Parc National des Cévennes un parc forestier, va s'opposer la volonté d'autres acteurs locaux d'en faire un lieu de développement agricole et de préservation des cultures locales. Par ailleurs, une conception normative du paysage fortement influencée par les nouvelles tendances de l'écologie (en faveur des perturbations de faibles intensité – théorie des perturbations intermédiaires²⁰) s'est construite dans les années 1980 en faveur des milieux ouverts pour la préservation de la biodiversité en région méditerranéenne et par la même occasion au détriment de la forêt (voir travaux de Lepart et al. 2000, Marty et al. 2003). Les sociétés naturalistes, les conservatoires de botanique à l'échelle nationale et plus récemment la directive habitat de l'Europe sont venus conforter cette tendance en classant un grand nombre d'habitats ouverts en habitats prioritaires pour la conservation. Ainsi, un mouvement citoyen de préservation du patrimoine culturel local et par la suite, les savoirs écologiques et naturalistes l'ont emporté sur les savoirs et savoir-faire des forestiers, diminuant largement le rôle de ces derniers dans le Parc National des Cévennes. Celui-ci utilisera son pouvoir réglementaire pour arrêter ou tenter de freiner tout projet de reforestation par l'ONF dans le massif de l'Aigoual. La forêt en tant qu'image d'un écosystème climax, à la façon de l'écologie Odumienne où les hommes sont perçus comme un élément perturbateur, fut remplacé par une gestion de paysages anthropisés où « les espèces à protéger appartiennent pour la plupart à des stades intermédiaires des successions biocénétiques, maintenus en équilibre par les activités humaines » (Larrère 1997).

Il est intéressant de constater que la situation pakistanaise a évolué de façon symétriquement opposée à celle du Parc National des Cévennes. Malgré les travaux démontrant les savoirs ethnobotaniques et savoir-faire des femmes dans l'entretien de clairières dans le parc (sites de collecte de fourrage stabilisés et fortement appropriés socialement), les propositions faites en vue de l'intégration de l'activité des femmes dans le plan de gestion du parc furent immédiatement rejetés par notre collaborateur du WWF-Pakistan. Nos arguments se fondaient par ailleurs sur des données écologiques démontrant que les clairières contribuaient à créer un degré important d'hétérogénéité écologiques favorable à la biodiversité, créant des zones d'écotone forêt-clairière qui disparaîtraient au profit d'une invasion de ces zones par des forêts quasi monospécifiques de pins ou de sapins. La raison invoquée quant au refus d'intégrer une activité dans le parc était que ceci créerait un précédent pour tous les autres parcs nationaux Pakistanais. L'argumentation était faible car un précédent existait déjà. En effet le WWF avait été très actif dans la mise en place d'un accord avec des sociétés locales de chasse dans le Parc National Kunjerab pour y développer une activité de chasse aux trophées (WWF Pakistan xxx). La force des liens historiques entre chasse et

²⁰ Pour plus de détails voir Huston 1979

conservation de la nature au Pakistan est, il me semble, la raison première de cette attitude différente vis-à-vis des acteurs locaux dans ces deux parcs nationaux, la deuxième raison étant le rôle secondaire attribué aux femmes au Pakistan en matière de décision de façon générale, et concernant l'usage des forêts, domaine contrôlé formellement par les hommes. L'importance des forêts en tant qu'emblème et la démarche d'interdits très forts dans lequel s'était inscrit le département des forêts depuis la période coloniale ne lui permettaient pas de transgresser cette attitude autoritaire face à des femmes à la recherche de fourrage. Par ailleurs les associations naturalistes, notamment celles militant en faveur de la protection des faisans étaient toujours aussi méfiantes à l'égard des femmes. Les modes d'engagements par rapport aux savoirs et savoir-faire locaux se résoudre à des pratiques très classiques de plantation d'essence rapide pour la production de bois de feu et de fourrage à l'extérieur du parc. Malgré un fort intérêt dans le discours pour les savoirs ethnobotaniques profanes, qui l'a poussé à mettre en place un projet élaboré sur les savoirs locaux au Parc National Ayubia, le WWF en tant qu'ONG internationale reste très fortement ancré dans les valeurs nationales. Protéger la forêt soutient non seulement l'idée écologique ancienne du climax, mais sert avant tout à faire valoir ou légitimer le désir d'un groupe social, les forestiers dans le cas du Parc National Ayubia, avec une stratégie de domination sur les autres groupes sociaux en présence. Ce cas se situe dans une démarche anthropocentrique (Larrère et Larrère 1997) où la durabilité écologique du système n'est pas un objectif en soi mais seulement une justification pour des motifs avant tout de rapports de pouvoir. Il ne s'agit ici que d'une gestion de conflits d'usage et de représentation de la nature.

En Cévennes, les usagers s'appuyant sur leurs institutions de tutelle telles que les chambres d'agriculture ou les associations de chasseurs vont soutenir le développement agricole et le maintien des activités de chasse. Le développement agricole pose problème cependant, car ce sont les pratiques d'agriculture et d'élevages extensifs 'traditionnels' qui doivent perdurer afin de maintenir les cortèges de biodiversité classés dans des listes nationales et internationales ou le maintien de fonctions environnementales très importantes tel que l'eau des tourbières. Ainsi, afin de maintenir les activités agricoles, le Parc National des Cévennes va s'engager dans une politique contractuelle avec les agriculteurs en faveur de celles favorables à la biodiversité. Ces contrats ont un cahier des charges strict et offrent une compensation pour le manque à gagner. D'un point de vue cognitif, les savoirs profanes des agriculteurs, sont en réalité de peu d'intérêt pour les gestionnaires pour qui seule compte la finalité de protection des espèces et des habitats, une attitude somme toute très écocentrée. Par ailleurs, le déterminisme social et économique de ces pratiques est peu compris par les agents de terrain ou pour les gardes forestiers dont les travaux se focalisent sur les espèces ou les habitats patrimoniaux et sur les pratiques en tant que facteur écologique agissant sur ces objets à protéger. La concertation est cependant obligatoire entre les agents du parc et les usagers car les contrats sont individuels et nul n'est obligé de signer. Cette concertation s'est faite dans les premiers temps de la mise en place du parc par des pratiques de proximité entre les agents et les habitants (veillées, discussions etc), pratiques qui ont contribué à établir des liens sociaux forts. Cette première génération de gardes du parc était par ailleurs relativement bien intégrée car pour la plupart recrutée localement. Depuis, la loi a changé et la deuxième génération de gardes est porteuse d'une vision plus écologique, car recrutée à l'échelle nationale selon une approche commune à l'ONF, et une évaluation fondée sur un intérêt plus ou moins fort

pour la protection de la flore et de la faune (com pers. Travier 2006). Le personnel du siège du parc, perçu comme plus bureaucratique (par les habitants) veille à la validité scientifique des actions menées en soutenant une politique scientifique forte et le développement de bases de données élaborées. Un fossé semble cependant exister entre l'avis expert du siège du parc et les activités concrètes des agents de terrain. La compréhension du personnel du siège parc de toutes les intrications entre nature et culture, entre pratiques d'exploitation et équilibres écologiques a cependant très fortement évolué depuis sa création, témoignage d'un processus d'apprentissage entre les différents acteurs en présence et d'un apport des nombreux travaux de recherche qui ont été entrepris.

Du côté des agriculteurs, on pourrait parler de problème d'identité car certains se disent être devenus avec regret « *des jardiniers du parc* » plutôt que de vrais paysans²¹. Au niveau des relations entre le parc et certaines chambres d'agriculture, la situation est parfois très tendue, certains représentants des chambres n'hésitant pas à déclarer « *l'environnement c'est bien beau, mais pour maintenir les agriculteurs dans la région, il faut qu'ils puissent produire plus, donc utiliser des intrants, ou drainer des tourbières s'il le faut* ». Par ailleurs, la politique du parc se heurte également aux politiques agri-environnementales telle que les Primes à l'Herbe Agri-environnementales (PHAE) qui créent une concurrence forte limitant l'action du parc qui ne peut superposer un autre contrat sur ce type de mesures. Or environ 80% des agriculteurs de Lozère sont en PHAE. Les entretiens que j'ai eus avec certains membres du personnel du parc montrent un certain malaise, un problème d'identité de leur côté également car disent-ils, « *nous ne sommes pas là pour faire du développement* ». Des regrets sont parfois exprimés : « *On aurait peut-être mieux fait de devenir un parc forestier, sans agriculteurs !* ». Cependant il ne faut pas nier tous les efforts de ce parc national pour valoriser directement ou indirectement les savoirs et savoir-faire locaux, notamment dans une politique plus récente de labellisation des produits du terroir (ex : agneaux de parcours, bœuf de pâques, AOC Oignons doux) afin de donner de la valeur ajoutée à une agriculture environnementalement correcte. Le parc agit également par des aides directes par exemple pour des associations tels que les « Associations de constructeurs en pierres sèches », soutenant la formation dans le cadre de pratiques qui ont une grande valeur à la fois culturelle et écologique. Le PNC oscille entre une identité de Parc national avec un mandat de protection de la nature, tel qu'il a été défini au cours de l'histoire, et qui va avant tout privilégier la patrimonialisation d'une nature, de certains paysages ou de certaines pratiques produisant des mosaïques de milieux et d'habitats favorables à la biodiversité ainsi qu'une nature et des traits culturels exceptionnels (ex. patrimoine bâti faisant l'objet d'une approche de conservation stricte) et, par ailleurs tenter des approches intégrant l'homme pour tendre vers un modèle de développement durable. La capacité du parc à intégrer nature et culture se situe par exemple dans sa définition comme unité d'action, dès 1979, des unités écologiques, qui représentent des niveaux intermédiaires entre les habitats et les paysages. Ces unités écologiques sont définies par des caractéristiques physiques et biologiques, mais également par le type d'activité humaine qui s'y exerce. La durabilité « écologique » des paysages cévenols n'est cependant pas le seul fait des approches de conservation mais également le fait des relations identitaires et des stratégies territoriales des usagers locaux qui ont au cours de l'histoire pris soin de

²¹ Ce discours est sans doute à prendre au premier degré car nous n'avons pas, à ce jour, de données suffisantes pour discuter de la durabilité des rapports qui relient les habitants et les gestionnaires du PNC

mettre en valeur le territoire selon un sens local de protection non pas de la nature mais de l'environnement au sens Cévenol (com pers. Travier 2006).

Le Népal, et le Dolpo en particulier, présentent un cas est intéressant d'approches participatives fondés sur des rapports d'échange cognitifs et sociaux, selon un modèle qui est à l'opposé du cas pakistanais, mais également bien différent de la situation du Parc National des Cévennes. La participation des communautés locales est en effet un fait acquis au Népal. Elle repose sur une approche de pratiques de concertation institutionnalisées. Comme nous l'avons dit, ces approches ne sont pas le seul fait des politiques des ONG internationales, mais s'inscrivaient dans l'ancien système de 'panchayat'. Malgré une critique acerbe des pratiques de foresterie communautaire par la communauté de chercheurs internationaux (CIFOR xxx), je souligne ici certains acquis de la foresterie communautaire en Inde et au Népal qui me semblent de prime importance pour comprendre l'attitude des cadres népalais travaillant dans le secteur de la conservation. Dans un contexte initial de foresterie faisant l'objet de conflits très rudes entre les habitants et les agents du département des forêts, les approches de foresterie communautaire ont impliqué un changement profond de l'attitude des forestiers. Elles reposent en particulier sur un apprentissage de processus de résolution de conflits pour lequel la littérature grise en matière de foresterie communautaire au Népal et en Inde nous donnent de nombreux exemples d'expérimentations, de méthodes, de processus d'apprentissage qui ont été engrangés et analysés par les scientifiques et par les ONG nationales (Aumeeruddy-Thomas et al. 1999). Par ailleurs, du point de vue des échanges de savoirs, les techniques de foresterie communautaire reposaient une approche d'échange et de mise en commun des savoirs techniques locaux et des savoirs experts scientifiques des forestiers. Du point de vue légal, les droits d'usufruits des usagers locaux furent inscrits dans de nouvelles politiques forestières. Enfin, la durabilité sociale et écologique de ces systèmes fit l'objet également de nombreux débats quant aux indicateurs écologiques et sociaux à évaluer (voir Aumeeruddy-Thomas et al. 1999).

Les cadres des ONG internationales tels que le WWF Népal sont avant tout népalais, donc porteur d'une vision de l'environnement qui n'est ni celle du global, ni celle du strictement local. Ceux qui étaient à l'œuvre au Dolpo étaient pour la plupart des spécialistes des techniques participatives. Ils étaient également issus de minorité ethnique des montagnes. Leur identité de gestionnaires de la conservation était donc multiple, porteurs à la fois des visions globales, de l'histoire du Népal et de la région (Inde) en matière de gestion participative et de leurs propres représentations de la nature en tant qu'habitant des montagnes népalaises. Leur vision de la protection de la nature n'était nullement celle d'un climax et d'une nature inviolée à protéger. Ils étaient par ailleurs sélectionnés par rapport à leur capacité à gérer des problèmes sociaux contrairement aux agents des parcs nationaux français plus portés vers des savoirs naturalistes. Leur approche de gestion mobilisait savoirs profanes locaux et savoirs de gestionnaire tout aussi profanes en matière de savoirs écologiques étant pour la plupart choisis selon leur aptitude à gérer des problèmes sociaux contrairement aux de parcs nationaux français comme nous l'avons vu plus haut. Le manque de savoirs écologiques pourrait être considéré comme la faiblesse de ce système mais ceci favorise les échanges et un mode d'engagement autour de divers registres de savoirs ne mettant pas en jeu les relations de pouvoir propres à l'intervention des savoirs écologiques en

matière d'environnement. Sans connaissance précise des dernières théories scientifiques en écologie, leur mode de gestion des espèces et habitats menacés consistait essentiellement à éviter les excès quels qu'ils soient : de cueillette, de chasse, de pâturage, confortant sans le savoir la théorie des perturbations intermédiaires. Par ailleurs, l'intrication très forte entre les activités humaines et les paysages himalayens (exemple des pâturages d'altitude), la complexité des habitats et des pratiques qui s'y appliquent confortent une gestion à l'échelle des paysages, gestion qui doit obligatoirement faire place aux incertitudes et à la superposition dans le temps et dans l'espace de différentes valeurs accordées à la biodiversité par divers groupes d'usagers locaux (Ghimire et al. 2006).

La tendance internationale s'étant tournée vers l'intégration des savoirs et savoir-faire locaux dans la gestion de la conservation, ces gestionnaires accueillirent avec beaucoup d'intérêt le projet People and Plants d'ethnobotanique appliqué au Dolpo. L'engagement des groupes sociaux locaux, le groupe des médecins tibétains, les femmes, les enseignants des écoles (tous ces groupes préalablement formés par le WWF) fut très immédiate. Chacun de ces groupes profita de cette nouvelle importance donnée aux savoirs profanes pour se repositionner socialement et politiquement à l'échelle locale et à l'échelle nationale et internationale (voir Aumeeruddy-Thomas et Lama à paraître 2007). Les recherches en ethnoécologie du projet People and Plants s'enrichirent d'une forte interaction avec ces savoirs locaux qui permirent des travaux innovants en écologie expérimentale de la conservation (voir travaux de Ghimire et al. 2005, 2006), bien que comme l'a souligné Agrawal (*Op Cit*), les approches de formalisation de ces savoirs tendent à les dépouiller de toutes les parties qui n'intéressent pas la science en en faisant un savoir global. La nouvelle norme environnementale que représente la biodiversité, fortement mise en avant dans les discours par le WWF fut accaparé par tous les acteurs en présence, usagers, praticiens, scientifiques et gestionnaires et devint le moyen de négocier les différentes valeurs accordées par les uns et les autres à différents cortèges de biodiversité et pratiques, légitimant par la-même la coexistence de leur préoccupations.

Ce système fondé sur un engagement fort, sur le plan cognitif et social, provient de cette identité flexible des différents acteurs leur permettant de naviguer ou de manœuvrer entre des disjonctions et des continuités qui relient le niveau local et le niveau global. L'approche de gestion repose sur des valeurs d'éthique citoyenne, tendant vers une approche de régulation mettant en jeu différents types de savoirs (profanes, scientifiques et de gestionnaires), des rapports sociaux d'échanges et non de domination, ainsi qu'une approche écologique favorisant la gestion des incertitudes et des valeurs multiples associé à la diversité des usages à l'échelle des paysages.

Conclusion et discussion

L'analyse de l'historicité des modes d'engagements des acteurs permet de dégager des tendances-types d'approches de protection de la nature. Le type de rapports sociaux et cognitifs qu'ils établissent est pour partie lié aux faits historiques qui fondent les politiques de gestion de l'environnement dans les différents pays considérés. L'importance des faits historiques est cependant à considérer compte tenu des liens entre ces faits et les structures du pouvoir décisionnel et économique à l'échelle nationale et local.

L'approche pakistanaise est un modèle type très répandu au niveau international, notamment dans les pays en développement. Ce sont tous les parcs nationaux fondés sur l'exclusion des sociétés usagères locales, où la confrontation entre ces derniers et les gestionnaires se fait sur le mode du conflit. Le mode de gestion n'est alors qu'une gestion de conflits d'usages et de représentations par des groupes dominants, une attitude très anthropocentrée (au sens de Larrère et Larrère 1997). Les savoirs écologiques et naturalistes servent le plus souvent dans ces cas à justifier le point de vue des experts face aux usagers locaux. L'irruption des experts de l'écologie, dans le domaine de l'environnement (cf. Theys et Kalahora) permet peu d'échanges avec les savoirs profanes ou citoyens. L'existence d'une zone périphérique d'intervention pour le développement et d'un noyau central strictement protégé est le modèle adopté dans tous ces cas avec semble-t-il très peu de possibilité d'évolution.

L'approche française présente une forte tendance de patrimonialisation à la fois de la nature et des pratiques humaines qui trouve son origine dans l'histoire de la protection de la nature en France. Le but de ces pratiques est de conserver des perturbations suffisantes pour maintenir des niveaux de biodiversité élevés. Les zones centrales de parcs tels que le parc des Cévennes doivent conserver leur caractère exceptionnel à la fois du point de vue de la diversité biologique que de traits culturels anciens considérés conjointement comme du patrimoine. Ceci revient à figer les rapports entre nature et culture et se justifierait par le fait que ce type de nature ne représente guère qu'un pourcentage faible du territoire français. Ceci passe par diverses formes de concertation avec les acteurs locaux qui ont constitué un mode d'apprentissage pour les gestionnaires entre dynamiques biologiques et dynamiques sociales. L'attitude des gestionnaires reste cependant relativement écocentrée. D'un point de vue social, maintenir vivantes les pratiques locales dans un contexte social, économique et politique changeant tels par exemple la superposition des normes et directives de Natura 2000 et les politiques agri-environnementales de la PAC devient alors un « véritable casse-tête ». L'évolution récente de la loi sur les parcs nationaux en France confère un nouveau rôle aux parcs nationaux français. Il s'agira de traiter directement avec les collectivités locales selon une approche d'adhésion et la signature d'une chartre commune dans la zone périphérique. On peut donc supposer que ceci permettra au moins dans la zone périphérique, une approche de patrimonialisation moins stricte en faveur d'une gestion concertée faisant plus de place à des débats citoyens autour de questions d'environnement. Il sera intéressant à l'avenir de comparer ce modèle-type avec d'autres situations de parcs nationaux dans d'autres pays européens.

Enfin le cas du Népal met en jeu une situation également très courante au niveau international et en particulier dans les pays du Sud, celui d'une forte prise en charge de l'environnement par des ONG internationales de protection de la nature. Les processus d'apprentissage des acteurs locaux, agents de la conservation et usagers, dépendent de leur capacité à manœuvrer entre les stratégies et visions locales, nationales et internationales pour mettre en place des modèles originaux de gestion prenant en compte des parties de ces différentes visions qui soient compatibles. Une approche éthique citoyenne visant à réguler les effets des différents groupes sociaux sur l'environnement est envisageable si l'approche participative reconnaît divers registres de savoirs, de représentations et de pratiques concrètes sur la nature. De telles

approches, qui ont pu émerger seulement dans certaines conditions historiques, ne sont cependant pas répliquables partout comme en témoignent la très forte opposition entre les cas du Népal et du Pakistan. Le modèle népalais est cependant très vulnérable car toute action environnementale est totalement dépendante des bailleurs de fonds internationaux et de leurs nouvelles politiques.

Bibliographie

Agrawal A. (2002) Indigenous knowledge and the politics of classification, *International Social Science Journal, Special Issue, Indigenous Knowledge*, 173, 287:297.

Aumeeruddy, Y., S. Saigal, N. Kapoor & A.B. Cunningham (1999). Joint management in the making - reflections and experiences. *People and Plants Working Papers Series*, No 7. publié par l' UNESCO, Paris, 58 p.

Lama, Y.C., S.K. Ghimire & Y. Aumeeruddy-Thomas (2001). *Medicinal Plants of Dolpo: Amchi's Knowledge and Conservation*. People and Plants Initiative, WWF Nepal Program, Katmandou, 150p, 100 planches botaniques couleur.

Aumeeruddy-Thomas, Y., et S. Pei (2003). *Applied ethnobotany, case studies from the Himalayan region*. *People and Plants Working Paper Series*, No 12, UNESCO, Paris, 37 p.

Aumeeruddy-Thomas, Y., A. Ayaz, Z. Shinwari et A. Khan (2004). *Ethnobotany and the management of fodder and fuelwood at Ayubia National Park, North West Frontier Province, Pakistan*, *People and Plants Working Paper Series*, No 12, UNESCO, Paris. 36 p.

Aumeeruddy-Thomas, Y., et Y.C. Lama à paraître (2007). *Tibetan doctors (amchi) and medicinal plants conservation in Nepal: negotiating world views, knowledge, practices and socio-political visibility*, in : *Exploring Tibetan medicine in Contemporary Context, Perspectives in Social Sciences*. L. Pordié Ed. Routledge, London. 239:246.

Descola P. (2005) *Par delà nature et culture*. Bibliothèque des Sciences Humaines Nrf Editions Gallimard, Paris.

Fairhead et M. Leach (1997) *Webs of Power, forest loss in Guinea*, in: R. Grillo and R.L. Stirratt (eds), *Discourses of Development*. Berg Press, Oxford, 1997.

Ghimire, S.K., D. McKey et Y. Aumeeruddy-Thomas (2006) *Himalayan Medicinal Plant Diversity in an Ecologically Complex High Altitude Anthropogenic Landscape, Dolpo, Nepal*, *Environmental Conservation* 33 (2): 128-140

Ghimire, S.K., D. McKey et Y. Aumeeruddy-Thomas (2005) *Conservation of Himalayan medicinal plants: harvesting patterns and ecology of two threatened species, Nardostachys grandiflora DC. and Neopicrorhiza scrophulariiflora (Pennell) Hong*. *Biological Conservation*, 124 (2005) 463-475.

Ghimire, S.K., D. McKey et Y. Aumeeruddy-Thomas (2004). *Heterogeneity in ethnoecological knowledge and management of medicinal plants in the Himalayas of Nepal: implications for conservation*. *Ecology and Society* 9(3): 6.[online] URL <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art6>

Hamilton A. et Hamilton P. (2005) *Plant conservation, an ecosystem approach*, Earthscan, Londres.

- Huston, M. (1979) A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113: 81-101.
- Lama, Y.C., S.K. Ghimire & Y. Aumeeruddy-Thomas (2001). *Medicinal Plants of Dolpo: Amchi's Knowledge and Conservation*. People and Plants Initiative, WWF Nepal Program, Katmandou, 150p, 100 planches botaniques couleur.
- Larrère R. (1981) L'emphase forestière : adresse à l'Etat, in *Recherches*, no 45 Sept 1981 p113 – 153
- Larrère C. et Larrère R. (1997) *Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de la nature*. Alto Aubier, Paris.
- Larrère C. et Larrère R., (2003) L'adoption de la biodiversité comme norme et ses effets sur les discours et les pratiques. *Enquête dans les Parcs Nationaux, Rapport INRA*
- Leach M. et J. Fairhead (2002) Manners of contestation : « citizen sciences » and « indigenous knowledge » in West Africa and the caribbean. *International Social Science Journal, Special Issue, Indigenous Knowledge*, 173, 299:311.
- Lepart J., Marty P., Rousset O., 2000. Les conceptions normatives du paysage. Le cas des grands Causses, in *Natures, Sciences, Sociétés*, vol. 8, n°4.
- Marty P., E. Pelaquier, B. Jaudon et J. Lepart (2003). Spontaneous reforestation in a peri-Mediterranean landscape. History of agricultural systems and dynamics of woody species in: *Dynamiques des paysages végétaux et marqueurs écologiques / Vegetal Landscapes and Ecological Indicators* 179-186.
- O. de Sardan, J. P. (1996). *Anthropologie et développement. Essai en socio-anthropologie du changement social*, Marseille-Paris: APAD-Karthala.
- O. De Sardan, J. P. (1997) La politique du terrain. Sur la production des données en anthropologie, *Enquête*, 1, 71-100.
- Selmi A. (2004) *Le parc national de la Vanoise, Administration de la nature et savoirs liés à la diversité biologique*. Thèse de doctorat en Anthropologie sociale et ethnologie de l'Ecole Pratiques des Hautes Etudes. Paris.
- Theys J. et B. Kalaora (1992) Quand la science réinvente l'environnement in: *La terre outrage, les experts sont formels! Sciences en sociétés*, no 1 Janvier 1992
- Touraine A. 1973 *La production de la société*, Editions du seuil.

Terres Indigènes et développement durable: deux exemples en Amazonie brésilienne

François-Michel Le Tourneau, Pascale De Robert,
Bruce Albert, Anne Elisabeth Lacques.

Au Brésil, certaines catégories d'aires protégées ont, plus que d'autres, été la cible privilégiée d'ONGs, d'associations militantes nationales et internationales et même de politiques publiques revendiquant un modèle de "développement" alternatif appelé "modèle socio-environnemental" (*socioambiental*). Celui-ci se veut respectueux de l'environnement et de la diversité culturelle, se reconnaît dans la démocratie participative et porte de nombreux projets locaux de développement "durable" qui s'appliquent dans les aires protégées où les habitants disposent de droits territoriaux collectifs pour le maintien ou l'adoption de modes de gestion durables des ressources naturelles. C'est le cas notamment des "terres indigènes" (20% de la superficie de l'Amazonie) sur lesquelles nous prétendons mener notre réflexion à partir de deux exemples particuliers: la Terre Indigène Kayapo (TIK) et la Terre Indigène Yanomami (TIY).

Dans une première partie, nous retracerons brièvement les étapes d'une équation qui s'est progressivement imposée au Brésil depuis l'événement de Rio 92, à savoir que les terres indigènes se présentent comme zones privilégiées pour la conservation et pour le développement durable, alors même que leur existence légale ne se fonde d'aucune manière sur la conservation des écosystèmes. Nous présenterons ensuite les particularités des deux terres indigènes étudiées en insistant notamment sur les acteurs externes, institutions publiques et organisations privées, qui participent ou qui ont participé, de façon coordonnée ou non, à des actions de développement importantes pour les communautés amérindiennes.

Dans une deuxième partie, on examinera l'importance de l'espace en tant que condition nécessaire à la reproduction et au développement des sociétés amérindiennes de manière compatible avec les principes de durabilité. Toujours à partir des exemples étudiés, on présentera les résultats synthétiques d'une étude des rapports au territoire avec une dimension diachronique en présentant, d'une part, les espaces parcouru, connu et/ou utilisé et, d'autre part, quelques effets, sur l'utilisation de l'espace, de projets ou actions de développement concernant les TI.

Enfin, nous envisagerons les interactions réciproques entre les différents "modèles" de développement et/ou conservation en présence (points de vue des agents externes et des communautés indigènes) par l'analyse de quelques cas particuliers d'effets pervers, de quiproquos ou de malentendus autour du thème et des actions du développement durable. Certains leaders, reconnus comme médiateurs entre des catégories de savoir distinctes et entre la communauté et ses partenaires non-indiens, jouent un rôle de traducteur qui s'avère indispensable à la construction et au succès d'alternatives "durables" pour les aires protégées et leurs habitants.

**DÉCONSTRUIRE L'AIRE PROTÉGÉE ?
NOUVEAUX QUESTIONNEMENTS SUR LES PROCESSUS
ÉCOLOGIQUES**

Marie Bonnin

Quelle place pour les aires protégées dans les réseaux écologiques ?

**Stéphanie Carrière, Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy,
Julie Hennenfent et Dominique Hervé**

« Corridors » à la une de la politique environnementale malgache.
Quelle pertinence pour la conservation de la biodiversité, le
développement durable et le marché de l'environnement ?

**Hervé Chevillotte, Esther Emmanuelli, Jocelyne Ferraris,
Jacques Florence, René Galzin, Tiscar Mellado, Jean-Yves
Meyer et Pierre Peltre**

Suivi des phénomènes bio-invasifs et de réhabilitation de la
biodiversité des aires protégées : l'exemple de Moorea en Polynésie
française

Stéphanie Carrière et Éric Randrianasolo

Aires protégées et lutte contre les bio-invasions : des objectifs
antagonistes ? Le cas de *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) à
Madagascar

Quelle place pour les aires protégées dans les réseaux écologiques ?

Marie BONNIN (IRD, C3ED-UVSQ)

Le concept de réseaux écologiques est une des solutions, qui permet d'envisager un développement durable par le biais d'un zonage du territoire (Bonnin 2004, Jongman et Pungetti 2004, Sepp et Kaasik 2002). La simple identification du zonage n'est bien évidemment pas suffisante et l'intérêt de la recherche en droit repose surtout sur les implications d'un tel zonage en terme de régulation. En d'autres termes, il importe de s'interroger sur les différentes normes qui peuvent s'appliquer à ces différentes zones. Dans quelle mesure une conservation stricte est-elle encore utile ? Dans quelles situations faudrait-il au contraire limiter les contraintes et utiliser des instruments plus incitatifs qui permettraient l'intégration des objectifs de conservation de la nature dans les politiques sectorielles telles que la politique des transports ou de l'agriculture. Il faut alors se demander quel est le lien entre les aires protégées, leur rôle, leur maintien, et ces politiques d'intégration.

D'un point de vue conceptuel, les réseaux écologiques sont souvent appréhendés par l'utilisation d'un schéma qui représente les trois types de zones les plus couramment utilisées dans la réalisation des réseaux écologiques. Il s'agit des zones noyaux, des zones tampons et des corridors biologiques. Reste à replacer les aires protégées existantes et à venir dans ce schéma.

L'approche choisie ici est une approche volontairement internationaliste. Mais il importe de souligner l'importance des réseaux nationaux d'aires protégées avant de limiter cette analyse aux réseaux de sites protégés par une dénomination internationale. La plupart des pays ont développé leur propre système de classification d'espaces naturels, ceux-ci pouvant aller de régimes de protection stricts, comme dans le cas des réserves naturelles intégrales ou de certains parcs nationaux, à des régimes de protection moins contraignants, comme dans le cas des parcs paysagers, en passant par une protection ciblée et systématique de certains habitats ou écosystèmes. L'introduction de réglementations internationales et européennes en matière de protection de la nature et de la biodiversité a encouragé les Etats à engager des actions coordonnées en vue d'identifier et de résoudre au niveau supranational les principaux problèmes posés par la conservation.

Les réseaux de sites protégés se sont multipliés à partir des années soixante-dix. Le Conseil de l'Europe, précurseur en la matière, a, dès 1965, mis en place un réseau de sites autour de l'attribution d'un diplôme européen{ XE "diplôme européen" }. Il a été rapidement suivi par d'autres organisations qui ont aussi opté pour la protection des espaces naturels selon une optique de réseau¹. Ces réseaux n'ont cependant pas le même objet que les réseaux écologiques. En effet, si le terme de réseau implique une interconnexion, en l'espèce, l'interconnexion n'est pas relative aux espaces mais plus

¹ Voir figure n° 1.

aux gestionnaires de ces espaces. L'organisation en réseaux permet, en effet, de nombreux échanges d'informations et de techniques entre les gestionnaires d'espaces naturels qui autorisent un transfert de savoir-faire. Cette mise en réseau peut aussi être un facteur stimulant pour les différents acteurs.

Pour autant, la mise en place de réseaux écologiques est désormais préconisée par des déclarations et des textes juridiques² et il importe de s'interroger sur la place et le rôle des aires protégées dans ces systèmes de conservation intégrée.

En Europe, la résolution adoptée à Kiev par les ministres de l'environnement en 2003 indique qu' « en 2008, toutes les zones noyaux devront être protégées de façon adéquate ». Cette résolution s'inscrit dans le processus politique « Un environnement pour l'Europe » qui prévoit la réalisation d'un réseau écologique paneuropéen à l'échelle du continent européen. Ce texte paraît laisser entendre que les zones noyaux ne sont pas forcément protégées, même s'il est nécessaire pour assurer leur conservation qu'elle soit identifiées pour leur intérêt écologique, ou scientifique. D'autres réseaux écologiques qui se mettent en place à d'autres échelles peuvent avoir adopté d'autres définitions (Bennett et Wit 2001) . Dans certains cas, le concept de zone noyau correspond précisément à celui d'aires protégées, dans d'autres les zones noyaux sont constituées par des aires protégées de grande taille comme c'est le cas du Réseau alpin au cœur duquel nous nous situons aujourd'hui.

La plupart des décisions politiques et textes juridiques visant à la mise en place de réseaux écologiques s'accordent toutefois sur le rôle des aires protégées en tant que zones noyaux comme nous le verrons dans un premier temps, néanmoins les aires protégées peuvent aussi jouer un rôle de corridor comme nous le verrons dans un deuxième temps.

I – Les Aires protégées comme zones noyaux

Les aires protégées par une dénomination internationale sont, dans la grande majorité des textes visant la mise en place de réseaux écologiques, considérés comme des zones noyaux. C'est notamment le cas dans le cadre du réseau écologique paneuropéen. Ces différents réseaux de sites protégés, ont tous un objectif principal de préservation de la biodiversité, mais répondent chacun à des objectifs spécifiques et l'évolution des modalités de la protection à l'intérieur de ces sites permet l'intégration d'objectifs secondaires qui permettent la protection de la « nature ordinaire ».

² Les déclarations politiques qui prévoient la réalisation de réseaux écologiques se multiplient et l'on remarque désormais plusieurs textes contraignants en droit international sur le sujet. Pour ne citer que quelques exemples : la Stratégie paneuropéenne pour la diversité biologique et paysagère en Europe (Sofia 1995), la Stratégie pour la biodiversité et son plan d'action pour l'Asie centrale (2006) ; la Convention des Carpates et notamment son article 4 (Kiev, 2003), La convention d'Amérique centrale pour la conservation des aires naturelles (Managua, 1992).

Fig 1 : Les réseaux de sites internationaux

Dénomination	Date de création	Organisation responsable	Objectifs	FC ³ ou NC	Champ d'application	Obligations des Etats	Modalités de désignation des sites
Diplôme européen	6 mars 1965	Conseil de l'Europe	Préserver les sites exceptionnels et particulièrement bien protégés	NC	Europe	Maintenir le niveau de protection	Sur proposition des Etats après accord et aval d'un comité d'experts
Sites Ramsar	Février 1971	Le secrétariat de la convention est assuré par l'IUCN	Conserver les zones humides	FC	Mondial	Création de réserves pour conserver les zones humides	Sur proposition des Etats
Sites du patrimoine mondial	23 novembre 1972	Unesco	Conserver le patrimoine naturel d'une valeur universelle exceptionnelle	FC	Mondial	Assurer une protection, conservation et mise en valeur aussi active que possible de ce patrimoine	Sur proposition des Etats après accord d'un comité intergouvernemental
Réserves de la biosphère	1976	Unesco	Conserver les habitats naturels Encourager la recherche	NC	Mondial	Elaborer un zonage approprié Elaborer des plans de gestion	Sur proposition des Etats
Réserves biogénétiques	15 mars 1976	Conseil de l'Europe	Préserver des échantillons représentatifs du patrimoine naturel Promouvoir la recherche Sensibiliser le public	NC	Europe	Le statut de protection doit être compatible avec les objectifs de la zone	Sur proposition des Etats Sur proposition des experts du Conseil de l'Europe
Aires spécialement protégées de la Méditerranée	1982	Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées	Conservation des zones naturelles de la méditerranée	FC	Région de la mer Méditerranée	Les parties doivent adopter des critères communs pour la création et la gestion des zones	Sur proposition des Etats
Natura 2000	21 mai 1992	Union européenne	Conserver les habitats naturels	FC	Union européenne	Protéger les habitats énumérés dans les annexes en créant des ZCS	Sur proposition des Etats
Système de zones côtières et de zones marines baltiques	1994	Commission d'Helsinki	Conservation des zones naturelles de la mer Baltique	NC	Région de la mer Baltique	Pas encore définies	Sur proposition des Etats
Réseau Emeraude	1996	Conseil de l'Europe	Conserver les habitats naturels	NC	Parties à la convention de Berne ⁴	Pas encore définies	Sur proposition des Etats

1. Des objectifs communs mais différenciés

Certains réseaux de sites ont comme objectif la sauvegarde et la protection de sites exceptionnels. C'est notamment le cas du réseau de sites du patrimoine mondial⁵. C'est aussi le cas des sites du diplôme européen⁶ qui vise à récompenser la gestion exemplaire d'espaces naturels ou semi-naturels ou de paysages présentant un intérêt européen exceptionnel du point de vue de leur diversité biologique, géologique et paysagère. D'autres réseaux de sites ont un objectif plus ciblé sur la protection d'espaces naturels à forts enjeux écologiques. Le réseau des sites Ramsar vise, par exemple, à protéger un

³ Force contraignante (FC) ou Non Contraignante (NC). La force contraignante ici prise en compte est celle de l'instrument juridique qui crée le réseaux de sites.

⁴ Les parties à la Convention de Berne se trouvent principalement en Europe.

⁵ En 2006 sur le continent paneuropéen, 103 sites étaient classés Patrimoine mondial en raison de leur valeur naturelle et paysagère dans 31 pays européens.

⁶ Sur le continent paneuropéen en 2006, le diplôme européen a été décerné à 66 sites dans 25 pays.

type d'écosystème particulièrement riche sur le plan biologique mais également très menacé au niveau mondial. Les sites Ramsar jouent un rôle fondamental dans la protection des routes migratoires des oiseaux d'eau ainsi que dans la bonne gestion des processus et des fonctions écologiques des zones humides. Ils participent ainsi à la mise en place d'une structure spatiale cohérente jouant un rôle particulier dans la prévention des inondations et l'atténuation de l'impact de la pollution, rejoignant en cela les objectifs de développement durable de la mise en place de réseaux écologiques.

Il ne s'agit pas ici de faire une liste exhaustive des réseaux de sites qui jouent un rôle essentiel dans la protection de la diversité biologique. Mais juste de souligner l'importance des aires protégées reconnues au niveau international autrement que par la simple réflexion du juriste qui y voit l'oeuvre de conventions internationales obligatoires, de durée non déterminée et qu'il importe donc d'appliquer.

Néanmoins, il est nécessaire d'insister sur le fait que la base juridique de ces réseaux de sites, selon qu'elle est contraignante ou non, n'aura pas la même valeur devant les tribunaux des Etats parties. Certains réseaux de sites sont créés par une convention internationale contraignante comme c'est le cas du Réseau Ramsar, d'autres sont fondés sur la base d'une simple résolution ou recommandation qui n'a pas de valeur juridique stricto sensu, comme par exemple, le diplôme européen. Pour autant l'aspect contraignant des obligations étatiques résulte non seulement de la force contraignante de ces obligations, mais aussi de l'objet de ces obligations. En effet, la valeur des obligations de l'Etat dépend aussi des possibilités pour les Etats de retirer une zone du réseau. Or, dans plusieurs réseaux de sites, les Etats peuvent retirer un site du réseau sans pour autant avoir à se justifier. En ce qui concerne les réserves de la biosphère{ XE "réserves de la biosphère" }, un Etat peut retirer une aire du réseau par simple notification au secrétariat. La convention de Ramsar{ XE "Ramsar" }, quant à elle pose une condition au retrait du site de la liste des zones humides d'importance internationale, il doit d'agir de « raisons pressantes d'intérêt national »⁷ et que le bureau de la convention soit averti préalablement⁸. Cette possibilité de retrait par l'Etat affecte la réalisation de l'objectif commun de protection de la nature. En effet, inclure un site dans un réseau équivaut à le protéger contre les grands projets d'infrastructure menés principalement par l'Etat. Or, si celui-ci peut le retirer du réseau à tout moment, le fait que les obligations soient juridiquement contraignantes ou non n'influent pas sur l'effectivité de la protection. Cependant, la valeur diplomatique de l'inscription est telle, que les Etats ne retirent pratiquement jamais le site.

La mise en place d'aires protégées dans le cadre d'un réseau de sites internationaux, au-delà de la protection juridique qu'elle met en place, permet en effet de faire prendre une valeur supra-nationale à certains habitats naturels ce qui peut permettre d'apprécier différemment certains projets de développement qui sont alors évalués par rapport à une zone naturelle d'importance internationale. La protection devient alors politique plus que juridique. Les mécanismes de sanctions qui peuvent être pris à l'encontre d'Etats parties qui maltraitent une aire protégée vont d'ailleurs jusqu'au retrait de la zone du réseau. Et ces mécanismes ne sont pas sans effet. On peut citer pour exemple le sanctuaire de baleines d'El Vizcaino au Mexique. Ce site est sur la liste du patrimoine mondial et, en 1999, a été lancé un projet d'agrandissement d'une usine de production de sel à Laguna

⁷ Article 2§5 de la Convention de Ramsar{ XE "Ramsar" }.

⁸ Les Etats ont aussi, dans le cadre de la convention de Ramsar{ XE "Ramsar" }, une obligation de compensation.

San Ignacio, dans la baie d'El Vizcaino, dernier lagon intact où la baleine grise du Pacifique vient se reproduire. Le Comité du patrimoine mondial a mis en garde le gouvernement mexicain contre les menaces que ferait peser sur l'écologie marine et terrestre, sur les baleines grises et sur l'intégrité du site, l'établissement d'une usine de sel à l'intérieur du sanctuaire. En mars 2000, le gouvernement mexicain a décidé de refuser l'autorisation de construire l'usine.

Pour leur capacité à protéger des habitats naturels, les aires protégées apparaissent donc comme particulièrement importantes pour le maintien d'habitats naturels spécifiques. Leur rôle en tant que zone noyau des réseaux écologiques est cependant aussi en cours de transformation et cela se remarque notamment dans l'évolution des modalités de la protection dans certains réseaux de sites.

2. L'évolution des modalités de la protection

Certaines aires protégées de grande taille intègrent le concept de réseau écologique sur leur territoire et peuvent jouer un rôle de « laboratoire expérimental ». Tel est le cas des Réserves de biosphère⁹ qui ont, depuis l'adoption du cadre statutaire (Unesco 1996) et de la stratégie de Séville, trois fonctions clairement définies. Ces fonctions sont décrites comme étant complémentaires et d'égale importance : une fonction de conservation (préserver les ressources génétiques, les espaces et les écosystèmes, et les paysages), une fonction de développement (encourager un développement économique et humain durable) et une fonction logistique (permettre et encourager les activités de recherche, de surveillance permanente, d'éducation et de formation).

À ces fins, elles sont divisées en trois zones : une aire centrale dotée d'un statut juridique garantissant une protection à long terme et dans laquelle la plupart des activités humaines sont interdites, une zone tampon clairement définie, où seules les activités compatibles avec l'objectif de conservation sont autorisées et une aire de transition, qui, en général, ne possède pas de statut de protection et qui permet et favorise l'utilisation durable des ressources (Cibien 2006). Le récent zonage de la réserve de biosphère des Carpates orientales en est un exemple.

La conservation de la nature par les aires protégées a aussi des effets secondaires sur la gestion de la nature ordinaire et ce en dehors du territoire de l'aire protégée considérée. En effet, plusieurs textes internationaux demandent désormais aux Etats-parties de relier entre elles les zones protégées.

3. La nécessité de relier entre elles les zones protégées implique leur conservation

Le réseau Natura 2000

Composé de zones de protection spéciales au titre de la directive « Oiseaux » et de zones spéciales de conservation au titre de la directive « Habitats », le réseau Natura 2000¹⁰ ne vise pas dans un premier temps la mise en œuvre de réseau écologique.

⁹ En 2006 sur le continent paneuropéen, il existait 193 Réserves de biosphère dans 36 pays d'Europe et d'Asie centrale.

¹⁰ En juin 2006, le réseau NATURA 2000 comptait 20 582 sites au titre de la Directive Habitats, dont 1 250 sites marins (12% du territoire de l'Union Européenne), et 4 317 sites au titre de la Directive Oiseaux, dont 459 sites marins (9% du territoire de l'Union Européenne).

Cependant la réalisation finale du réseau implique une certaine cohérence écologique comme l'indiquent les articles présentés ci-contre de la directive. Les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs du réseau Natura 2000 permettent désormais à la Commission européenne de commencer à envisager l'étape suivante comme elle l'a indiqué dans sa communication récente sur la diversité biologique¹¹. Pour rappel, la première phase de mise en œuvre a été axée sur la proposition et la désignation par les Etats membres de l'Union européenne de sites abritant des espèces et des habitats d'intérêt européen. Les prochaines étapes de la mise en œuvre du réseau Natura 2000 viseront à assurer le caractère opérationnel du réseau, notamment afin de faire en sorte que les espèces et les habitats d'importance européenne soient maintenus dans un état favorable de conservation. L'établissement des mesures de conservation nécessaires pour tous les sites désignés, y compris l'élaboration de plans de gestion, l'adoption d'un statut national approprié, des mesures administratives ou contractuelles, représente à présent une des tâches prioritaires des Etats membres.

Dans un contexte de changements climatiques mondiaux et de transformations dans l'utilisation des sols, la capacité du réseau à atteindre ses objectifs de conservation dépend notamment du maintien ou de la restauration d'une matrice de territoire appropriée, dans et entre les sites, permettant de maintenir des processus écologiques essentiels et favorisant la biodiversité. En référence à l'article 10 de la directive « Habitats », la Commission Européenne ainsi que certains Etats membres s'efforcent actuellement de définir les conditions et les ressources nécessaires pour assurer, au sein du réseau Natura 2000, une gestion cohérente des éléments du paysage.

D'autres textes internationaux de protection de la nature soulignent aussi la nécessité de relier entre elles les aires protégées. La convention sur la diversité biologique (Nairobi 1992) est certainement la plus connue. Aux termes de l'article 8 a « chaque partie contractante (...) établit un système de zones protégées ou de zones où des mesures spéciales doivent être prises pour conserver la diversité biologique ». L'utilisation du terme « Système » associé à l'analyse des travaux préparatoires du texte permet une

Références juridiques directes à la cohérence écologique dans la Directive habitat

Préambule

En vue d'assurer le rétablissement ou le maintien des habitats naturels et des espèces (...) dans un état de conservation favorable, il y a lieu (...) de réaliser un réseau écologique européen cohérent.

Article 1

Site d'importance communautaire: un site qui, (...) peut aussi contribuer de manière significative à la cohérence de "Natura 2000" visé à l'article 3, et/ou contribue de manière significative au maintien de la diversité biologique dans la ou les régions biogéographiques concernées.

Article 3

3. (...) Les états membres s'efforcent d'améliorer la cohérence écologique de Natura 2000 par le maintien et, le cas échéant, le développement des éléments du paysage, mentionnés à l'article 10, qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvages.

Article 4

(...) L'Etat membre concerné désigne le site comme zone spéciale de conservation (...) en établissant les priorités (...) pour la cohérence de Natura 2000.

Article 10

Là où ils l'estiment nécessaire, dans le cadre de leurs politiques d'aménagement du territoire et de développement et notamment en vue d'améliorer la cohérence écologique du réseau Natura 2000, les états membres s'efforcent d'encourager la gestion d'éléments du paysage qui revêtent une importance majeure pour la faune et la flore sauvages.

¹¹ Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen, du 5 février 1998, concernant une stratégie communautaire en faveur de la diversité biologique [COM(98) 42 final - Non publié au Journal officiel].

interprétation extensive du texte de la convention et permet de comprendre le texte comme demandant aux parties d'instaurer des zones protégées reliées entre elles¹². La convention cadre pour la protection et le développement durable des Carpates signée à Kiev en 2003¹³ est une des plus récentes conventions dans ce domaine. Elle fixe un cadre juridique pour la protection durable de ses écosystèmes. Les parties sont invitées à prendre des mesures appropriées en vue d'assurer un haut niveau de protection des habitats naturels et semi-naturels ainsi que leur continuité et leur connectivité. La convention est le premier accord qui fait explicitement référence à la nécessité pour les parties de constituer un réseau écologique dans les Carpates qui implique la réalisation « d'un réseau de zones protégées associé à la conservation et la gestion durable des aires situées en dehors des zones protégées ».

Les aires protégées en plus de protéger des habitats naturels déterminées peuvent donc avoir des effets en dehors de leur territoire. Le fait qu'une structure existe peut aussi servir de support logistique à des initiatives en périphérie de la zone centrale. Leur rôle paraît donc toujours nécessaire mais doit peut-être être perçue différemment en fonction des échelles de réflexion.

II- Les aires protégées comme corridors

Certaines aires protégées peuvent jouer un rôle de « corridor ». Il importe de souligner que selon les régions le terme de corridor peut revêtir différentes significations et il est vrai que ces variations de terminologie sont une source de confusion (CBD 2005). En Europe et dans les organisations internationales, le terme de réseau écologique est le plus souvent employé, mais les programmes sud-américains ou asiatiques utilisent généralement le terme de corridors, qui correspond toutefois au même modèle de conservation¹⁴. L'approche de la Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique sera retenue ici. Le terme de corridor recouvre alors l'idée d'une interconnexion écologique.

1. Les aires protégées transfrontalières comme support des corridors interrégionaux

Les aires protégées transfrontalières jouent un rôle particulier dans la dynamique régionale de la conservation de la nature (Brunner 2002). L'inscription d'une aire protégée transfrontalière dans un réseau de sites internationaux permet, bien sur, de favoriser les contacts institutionnels entre les responsables de zones situées de chaque côté de la frontière, mais fournit aussi un cadre juridique et politique à la coopération qui peut déboucher sur des initiatives plus générales.

De nombreuses conventions internationales de conservation de la nature imposent aux Etats Parties de coordonner leur action dans le domaine des zones protégées

¹² Le guide de la Convention sur la diversité biologique préconise d'ailleurs sur la base de l'article 8 a, la « création d'un ensemble d'aires protégées plus vastes qu'il n'aurait été autrement nécessaire, associé à l'établissement de corridors écologiques, et de lieux d'étape entre zones protégées, permettant aux espèces de se déplacer en fonction de l'évolution du climat ».

¹³ Convention entre la Hongrie, la Pologne, la Roumanie, la Serbie et Monténégro, la République de Slovaquie, l'Ukraine et la République tchèque.

¹⁴ Comme, par exemple, le Corridor de conservation Vilcabamba-Amboro entre le Pérou et la Bolivie, ou le Corridor biologique mésoaméricain en Amérique centrale.

transfrontalières¹⁵ et les conférences des parties préconisent désormais des mesures communes de gestion¹⁶. La reconnaissance des zones protégées transfrontalières par le droit est un premier pas vers la reconnaissance juridique d'une nécessité de coopération régionale en matière de conservation de la nature. Et le fait que plusieurs réseaux de sites aient attribué une dénomination unique à des zones protégées se situant de part et d'autres de la frontière fait partie du même processus. C'est notamment le cas du patrimoine mondial et du diplôme européen qui ont ainsi désigné la Forêt Bialowieza entre la Pologne et le Belarus. L'un des principaux objectifs de la Stratégie de Séville pour les réserves de la biosphère (Unesco, 1996) est aussi de promouvoir et favoriser les jumelages entre réserves de Biosphère et favoriser la création de réserves transfrontalières. Et ces zones protégées transfrontalières reconnues par une dénomination internationale se multiplient ces dernières années¹⁷.

Le fait que des commissions mixtes de gestion, comprenant des représentants de chacune des zones protégées soient instaurées pour la gestion de ces zones constitue aussi un pas vers l'établissement de mécanismes de coopération à l'échelle régionale. Il est d'ailleurs intéressant de noter que souvent l'établissement de telles commissions coïncide avec la mise en place de dynamiques de protection de corridors à l'échelle interrégionale. C'est notamment le cas, du Parc La Amistad entre le Costa Rica et le Panama. Dans ce parc, une commission bi-nationale permanente présidée par les ministres de la planification a été mise en place. Cette commission est responsable de la programmation, des projets et de la coordination des activités générales ainsi que du suivi et de l'évaluation. Le premier accord de coopération a été conclu en 1979 entre le Panama et le Costa Rica, la création du parc international a été signée par un accord de 1982, et, en 1992, la commission consultative commune devient la commission permanente et acquiert un pouvoir de décision. Ce parc transfrontalier se trouve au cœur de l'initiative internationale Corridor biologique méso-américain. C'est aussi le cas de la zone transfrontalière de protection de la nature dans les réserves naturelles du delta du Danube qui a récemment fait l'objet d'un accord sur la mise en place d'un corridor vert dans le Danube inférieur.

Les zones protégées transfrontalières ont donc des potentialités à jouer un rôle dans l'établissement de corridors inter-régionaux notamment par la base juridique qu'elles établissent et qui, partant, procure une base pour une dynamique de politiques régionales de conservation, à condition bien sûr, qui soit associée une volonté politique...forte !

¹⁵ C'est le cas par exemple de la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de 1979, de l'Accord de l'ASEAN relatif à la conservation de la nature et des ressources naturelles (Kuala-Lumpur 1985) ou encore de l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (La Haye 1995).

¹⁶ Le deuxième plan d'action stratégique de la Convention de Ramsar relative à la conservation des zones humides, 2003-2008 indique que les « parties doivent coopérer à l'échelon international pour réaliser la conservation, et l'utilisation rationnelle des zones humides transfrontières ».

¹⁷ Voir Figure 2.

Fig 2 : Les zones protégées transfrontalières reconnues par une dénomination internationale

Création	Nom de la zone protégée	Pays concernés	Dénomination internationale
1973	Parc Naturel Germano-Luxembourgeois	Allemagne Luxembourg	Diplôme européen
1982	Forêt Belovezhskaya Pushcha/ Bialowieza	Belarus Pologne	Patrimoine mondial Diplôme européen
1982	Réserve intégrale du Mont Nimba	Côte d'Ivoire Guinée	Patrimoine mondial (BM)
1989	Mosi-Oa- Tunya	Zambie- Zimbabwe	Patrimoine mondial
1990	Réserves de la Cordillère de Talamanca- La Amistad	Costa Rica Panama	Patrimoine mondial
1992	Tatra	Pologne Slovaquie	Réserves de la Biosphère
1992	Krkokonose/Karkonosze	République tchèque Pologne	Réserves de la Biosphère
1994	Kluane/Wrangell – St Elias / Glacier Bay/ Tatshenshini. Alsek	Etats-Unis Canada	Patrimoine mondial
1995	Parc international Waterton Glacier	Etats-Unis Canada	Patrimoine mondial
1998	Vosges du Nord / Pfälzerwald	France Allemagne	Réserves de la biosphère
1998	Delta du Danube	Roumanie Ukraine	Réserves de la Biosphère
1998	Carpatés orientales	Pologne Slovaquie Ukraine	Réserves de la Biosphère
1999	Pyrénées-Mont-Perdu	Espagne France	Patrimoine mondial (Biens mixtes)
2000	Grottes du karst d'Aggtelek et du karst de Slovaquie	Hongrie Slovaquie	Patrimoine mondial
2000	Isthme de Courlande	Lithuanie Fédération de Russie	Patrimoine mondial
2002	« W » Région	Bénin Burkina Faso Niger	Réserves de la Biosphère
2003	Bassin d'Ubs Nuur	Fédération de Russie Mongolie	Patrimoine mondial
2005	Delta du fleuve Sénégal	Mauritanie	Réserves de la

		Sénégal	Biosphère
2006	Archipel de Kvarken	Finlande Suède	Patrimoine mondial

2. Les archipels de zones protégées constitutifs de corridors à l'échelle supérieure.

En fonction de l'échelle à laquelle, on se place une myriade d'aires protégées peut aussi constituer un corridor. Il en est ainsi, par exemple de la zone protégée située sur le terrain d'un agriculteur destinée à protéger l'habitat de telle loutre ou tel autre animal protégé et qui est perçue, au même titre que celles situées sur les terrains agricoles voisins, au niveau du Schéma régional d'aménagement du territoire, comme un corridor biologique. De la même façon, le réseau écologique alpin constitué de zones protégées est appréhendé dans les études pour son rôle de corridor.

L'établissement de liens spatiaux entre les espaces alpins protégés est déjà un thème central dans la Convention alpine (Salzbourg 1991) qui contient notamment un article 12 intitulé réseau écologique. Les parties contractantes à cette Convention ont souligné que seuls des espaces protégés de grande taille dans les Alpes formant une unité écologique cohérente pouvaient assurer une protection durable du paysage alpin ainsi que la continuité des dynamiques naturelles. Elles ont chargé le Réseau alpin des espaces protégés d'analyser le potentiel actuel d'espaces protégés et de liens transfrontaliers et de proposer des mesures concrètes.

Il ressort de cette étude que la région alpine comprend plusieurs zones protégées transfrontalières ainsi que de vastes zones protégées couvrant plus de 1 000 hectares, ce qui permet d'envisager la possibilité d'une continuité écologique entre les sites, depuis la frontière franco-italienne à la frontière orientale de l'Autriche. Dans 8 zones pilotes, plusieurs espaces ont été analysés à l'aide d'indicateurs choisis, et reconnus comme présentant un potentiel écologique significatif en tant que corridors écologiques ou zones de liaison. Il ressort de cette étude que de nombreux espaces protégés sont reliés entre eux au-delà des frontières nationales ou à l'intérieur d'un même pays. Les frontières internationales communes entre différentes catégories d'espaces protégés sont estimées à plus de 250 km, et la collaboration entre ces espaces pourrait jouer un rôle moteur dans l'établissement de connexions biologiques.

Une étude réalisée dans la zone du Parc national du Mercantour, du Parc naturel Alpi Maritime et du Parc naturel Alta valle Pesio e Tanaro montre que cette région, très isolée, sert effectivement de corridor biologique (Réseau alpin 2004). Ce fait a été confirmé par le suivi effectué sur certains bouquetins marqués, qui étant partis du parc national du Mercantour se sont déplacés en direction du sud-ouest pour rejoindre la réserve géologique de Haute Provence. Le Réseau alpin est également associé à d'autres mécanismes de coopération en dehors des Alpes. Un réseau de zones protégées dans les montagnes des Carpates est en projet, ainsi qu'une initiative similaire dans les Pyrénées. Ces trois massifs formant un continuum écologique à l'échelle macroscopique, des projets de partenariat sont envisagés.

C'est ainsi qu'en fonction de l'échelle, les aires protégées peuvent aussi être considérées comme des corridors biologiques.

Pour conclure, j'aimerais me rattacher aux trois scénarios de gestion présentés lors de

l'appel à proposition. Il y était indiqué comme première solution « un retour à la conservation classique », comme seconde solution « le recours aux solutions marchandes » et comme dernière solution « l'intégration et la disparition des aires protégées grâce à la généralisation des objectifs du développement durable ». Il me semble que ces trois options loin d'être incompatibles sont plutôt en train de se réaliser simultanément. La conservation des aires protégées comme modes de protection des habitats naturels m'apparaît toujours aussi essentielle pour garantir une survie à long terme de certains milieux et pour les préserver d'initiatives de développement qui ne prennent pas en considération le long-terme. Cependant, dans le même temps, le recours à des solutions marchandes peut aussi être utilisé. La fiscalité des zones naturelles ou l'acquisition d'espaces naturels sont aussi des outils de protection qui selon leur utilisation n'entraînent pas forcément l'exclusion des populations locales. Et, parallèlement, au-delà des territoires des aires protégées l'intégration des objectifs de conservation de la nature dans les politiques sectorielles devrait permettre le maintien des infrastructures écologiques. Pour autant cette frénésie du zonage nous entraîne vers des mécanismes de conciliation d'activités, sans hiérarchisation bien définie et il importe désormais au-delà des modèles d'intégration des aires protégées dans les réseaux écologiques de s'attacher à l'efficacité de ces dispositifs, notamment par le biais de processus d'évaluations qui reste pour l'instant à définir.....

Bibliographie

- Bennett G. et Wit P. (2001), *The development and application of ecological networks*, IUCN, 137 pages.
- Bonnin Marie (2004), *Les aspects juridiques des corridors biologiques, Vers un troisième temps de la conservation de la nature*, Thèse de doctorat de droit public, Université de Nantes, mars 2004, 596 pages.
- Brunner R. (2002), *Identification des principales zones protégées transfrontalières en Europe centrale et orientale*, Sauvegarde de la nature, n° 128, Editions du Conseil de l'Europe, Aout 2002, 26 pages.
- CBD (2005), *Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones*, Programme of Work on Protected Areas, 125 pages.
- Cibien (2006), Les réserves de la biosphère : des lieux de collaboration entre chercheurs et gestionnaires en faveur de la biodiversité, *Natures Sciences et Sociétés*, n° 14, p. 84-90.
- Jongman et Pungetti (2004), *Ecological networks and greenways – Concept, Design, Implementation*, Cambridge Studies in Landscape Ecology, Cambridge University Press, 345 pages.
- Réseau Alpin (2004), *Etude 'Réseau écologique transfrontalier'*, Signaux alpins 3 /2004, 240 pages.
- Sepp et Kaasik (2002), *Development of national Ecological Networks in the Baltic Countries in the Framework of the Pan-european Ecological Network*, IUCN, 158 pages.
- UNESCO (1996), *Les réserves de la biosphère : la Stratégie de Séville et le cadre statutaire*, Paris, UNESCO, 20 pages.

« Corridors » à la une de la politique environnementale malgache. Quelle pertinence pour la conservation de la biodiversité et le développement durable ?

Stéphanie Carrière, Philippe Méral, Fano Andriamahefazafy,
Julie Hennenfent, Dominique Hervé

LA MULTIPLICITE DU CONCEPT DE CORRIDOR

Le terme « corridor » n'est pas propre aux scientifiques ou aux conservationnistes. Il fait parti du discours commun : c'est par exemple, dans une maison un couloir étroit qui permet de passer d'une pièce à une autre.

Une simple requête sur Internet donne plus de 33 millions de résultats dont 10% environ concernent directement les corridors de conservation¹ (deux mots identiques en français et en l'anglais). L'idée première que l'on se fait d'un corridor est simple mais l'utilisation par une multitude de domaines et de disciplines qui y font référence en ont fait un terme voire un concept fourre-tout. Le sens de ce mot utilisé par tous, fait parti du savoir commun tel un axiome. Nul besoin de le définir puisque tout le monde le comprend. Pourtant, il existe bien plusieurs concepts, nés de différentes disciplines scientifiques et domaines d'action au sein desquelles un corridor est défini selon des processus établis et une échelle d'investigation donnée. Ces concepts et définitions ne sont pas interchangeables et si tenté que l'on veuille en débattre pour agir il faudrait quand même bien que l'on sache précisément de quoi on parle. Peut être plus connu dans le domaine de la conservation et de l'écologie, le corridor est également de mise dans les nouvelles problématiques économiques, urbaines, liées à l'aménagement du territoire et aux transports. Dans le contexte actuel de mondialisation, le concept écologique fait tâche d'huile et se développe ainsi dans le domaine de l'économie et du développement.

Quelles que soient l'échelle et la discipline, malgré la multiplicité de ses usages, le corridor est toujours défini par rapport à sa forme allongée, sa fonction de conduit ou d'obstacle aux flux de matières et d'informations en général. Nous tenterons ici de faire le point sur les différents concepts, sur l'origine des confusions et du flou qui règne au sein même des disciplines et en particulier dans le domaine de la conservation et de la mise en place des Aires protégées mais aussi autour des corridors de développement, de transport, et des corridors patrimoniaux.

Pour finir nous tenterons d'illustrer notre propos avec l'exemple des corridors de conservation à Madagascar. Dans ce cas, le concept dans sa plus large acception étant lié à la conservation de la biodiversité via les Aires Protégées, nous nous centrerons sur ce qu'il peut apporter ou au contraire bloquer dans l'avancée vers un hypothétique développement durable. Nous tenterons d'identifier des voies possibles de conservation de la nature centrées sur des axes définis par les populations locales qui associent la conservation au développement durable.

¹ Requête « corridor » ET « conservation ».

UN CONTEXTE EN ECOLOGIE : LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITE

La perte d'habitats écologiques et la fragmentation sont fréquemment évoquées comme faisant parties des problèmes majeurs concernant la biodiversité depuis que les populations humaines transforment les paysages (Harris, 1984 ; Wilson, 1988 ; Saunders *et al.*, 1991 ; Myers, 2003). Les corridors écologiques sont devenus des outils populaires pour limiter les effets de la fragmentation des écosystèmes et mieux conserver la biodiversité. Mais ce concept est utilisé de différentes manières, selon les disciplines et les actions à mener, parfois de façon contradictoire et confuse (Hess & Fisher, 2001). Retracer l'histoire de l'apparition et de la construction du concept de corridor peut s'avérer utile pour mieux comprendre les échecs de sa mise en application dans le domaine de la conservation de la nature et en particulier lors de la création d'aires protégées.

HISTOIRE D'APPARITION DU CONCEPT EN ECOLOGIE

Les corridors ont une longue histoire. Paradoxalement, d'abord dans le domaine de la gestion du gibier (oiseaux, des écureuils et des ongulés) au début du XX^{ième} siècle où ils étaient utilisés essentiellement pour conduire et maintenir la faune dans les réserves de chasse (Harris et Sheck, 1991).

Ce n'est que plus récemment que le concept de corridors pour la conservation de la biodiversité est apparu, en grande partie issu du modèle biogéographique en îles de McArthur et Wilson (1967) et de la théorie des métapopulations (Levins, 1969 ; McCullough, 1996 ; Hanksi et Gilpin, 1997). Ces deux corpus théoriques forment la base de toutes les approches actuelles de biologie de la conservation, y compris l'utilisation des corridors pour améliorer les mouvements de faune et de flore.

Afin de mieux comprendre dans quelles théories s'est inséré le concept de « corridor » écologique ou « corridor » de conservation, quelques notions de biologie des populations vont être rappelées.

Les théories fondatrices : le modèle en île de Wilson et McArthur et la théorie des métapopulations.

La théorie de l'équilibre dynamique a été imaginée à partir de recherches menées sur de véritables îles de l'océan pacifique (McArthur et Wilson, 1967). Cet équilibre permet de prédire le nombre d'espèces d'oiseaux présentes sur une île en fonction de la surface de l'île et de la distance au continent voisin source d'individus (Figure 1, Blondel, 1992).

L'hypothèse globale qui sous tend cette théorie établit que la richesse en espèces sur une île est la résultante directe de deux processus dynamiques : le taux d'immigration d'individus et le taux d'extinction des populations. Le nombre d'espèces est d'autant plus grand que la surface de l'île est importante et qu'elle est proche du continent source (Figure 1 : McArthur et Wilson, 1967).

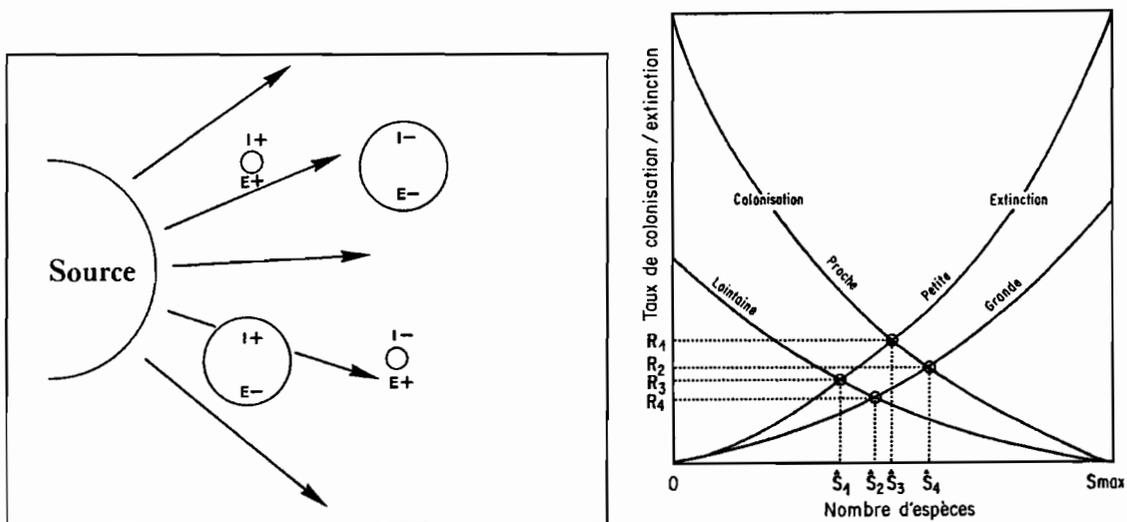


Figure 1 : Modèle en Ile de Wilson et Mc Arthur (1967) (I = Taux d'immigration ; E = taux d'extinction).

C'est la première théorie qui a supposé un contrôle de l'organisation spatiale du milieu sur les processus écologiques. Cette théorie a suscité de nombreuses réactions et controverses mais a permis de structurer un grand nombre de recherches sur la richesse spécifique des faunes et des flores ainsi que sur l'organisation spatiale et la dynamique des peuplements. C'est de là, plus particulièrement que se sont inspiré de nombreux travaux sur les îles continentales tels que les îlots boisés (Burel et Baudry, 1999).

A partir des années 1980, le modèle en île cède la place au concept de métapopulation énoncé par Levins (1970) qui a servi de base aux recherches sur les effets de la fragmentation des habitats sur les populations. La métapopulation est formée de petites populations qui s'éteignent et se recolonisent localement (Figure 2). La persistance d'une métapopulation n'étant possible que si le taux moyen d'extinction est inférieur au taux de migration. Des individus qui se dispersent peuvent aller coloniser des sites vacants et des sites occupés peuvent disparaître suite à des extinctions locales. A leur tour ces sites sont colonisés par des individus dispenseurs.

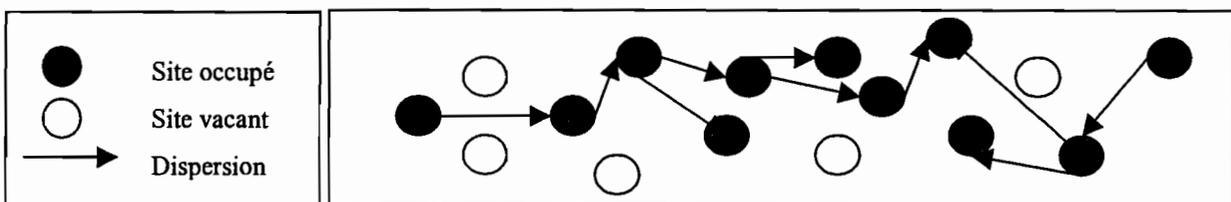


Figure 2 : Illustration de la théorie des métapopulations, grâce à la migration des individus entre les taches, les sites vacants sont recolonisés.

De nombreuses communautés animales présentent des traits de vie qui sont représentés par cette théorie ou par des théories dérivées (Modèle de Boorman et Levitt, 1973 et Modèle Source Puits de Pulliam, 1988 et Blondel, 1992).

Les processus d'extinctions locales, les mouvements entre les taches et les processus de colonisation peuvent être indépendants de la structure et de la dynamique des paysages.

Mais des études ont montré que l'isolement, la taille et la forme des taches peuvent influencer localement les taux de migration et d'extinction. Par exemple, plus une sous-population est petite, plus ses chances de disparaître face à la stochasticité démographique augmentent. De plus, la taille des sous populations est corrélée à la taille de leur habitat (petit bosquet de forêt par exemple). Plus les bosquets sont nombreux et proches les uns des autres, plus la probabilité d'extinction décroît car la probabilité d'arrivée d'immigrants dans chaque bosquet augmente.

Biologie de la conservation et corridors : focus sur la fonction

Les biologistes de la conservation oeuvrent avec ces théories comme toile de fond. Quel est le rôle potentiel des « corridors » dans le fonctionnement du modèle en Ile de Wilson et la théorie des métapopulations ? L'existence de « corridors » biologiques (forêts, haies, rivières), permettant les flux d'individus disperseurs entre chaque sous-population favoriserait en théorie le maintien de métapopulations et donc des espèces à long terme. En effet, les individus de certaines espèces sont réticents à se déplacer et donc se disperser dans un environnement qui n'est pas le leur (pour se reproduire ou se nourrir) ou qui ne leur est pas favorable (prédation). Ces ponts qui relient des écosystèmes ou sites de même nature sont appelés des « corridors ». Ils ont pu montrer leur efficacité en terme de flux d'animaux disperseurs et donc de gènes pour la colonisation ponctuelle de petites populations connectées saisonnièrement les unes aux autres (Fahrig et Merriam, 1985 pour les micromammifères de la région d'Ottawa). Ces auteurs ont montré que les taches sont recolonisées au printemps et que les déplacements d'animaux se font préférentiellement le long des haies qui se trouvent entre les bosquets. L'augmentation du nombre de « corridors », augmente la connectivité entre les taches ce qui augmente le temps de survie de la métapopulation.

C'est ainsi que les « corridors de conservation » ont pu voir le jour. En effet, les gestionnaires et les conservationnistes sont chargé soit de mettre en place soit de protéger d'éventuels « corridors » biologiques, reliant des Aires Protégées afin d'assurer en théorie (car nous n'avons pas assez de recul pour tester cette hypothèse) la survie et l'adaptation des espèces grâce aux échanges d'individus et aux flux de gènes entre deux AP.

Pour les gestionnaires des réserves de chasse et pour les biologistes de la conservation, les corridors sont définis par rapport à leur fonction de conduit assurant des mouvements de faune et de flore.

Le paradigme Matrice-Patch-Corridor des écologues du paysage

Le terme de « corridor » est apparu très tôt chez les premiers écologues du paysage dans les années 1940 (Forman et Godron, 1986) en particulier en relation avec les cours d'eau (Stream corridor). Une **définition structurelle** du terme apparaît alors dans ce champ disciplinaire tel qu'il s'est développé en Amérique du Nord. Forman et Godron (1981, 1986) ont introduit le paradigme Matrice-Patch-Corridor appliqué à la structure des paysages surtout parce que il était utile pour les décrire et les analyser tels que l'on peut les observer sur photos aérienne ou images satellitaires. Dans ce cas là, la « matrice » est l'élément de paysage le plus connecté et qui domine, le « patch » est une aire non linéaire qui diffère de la matrice et le « corridor » est une entité linéaire qui diffère de la matrice. Un vocabulaire considérable décrit la structure, l'origine, les buts et des fonctions des corridors au sein de ce paradigme.

LES « CORRIDORS » DE CONSERVATION : UN CONCEPT FOURRE-TOUT

Les termes faisant références à la notion de corridor dans la littérature récente en écologie du paysage, biologie de la conservation et aménagement du territoire sont nombreux : corridors de conservation, c. de dispersion, c. écologiques, c. de dispersion faunique, greenway c., coulée vertes, c. d'habitats, c. paysager, connexion paysagère, c. linéaire, lien paysager, c. rivulaire, c. fluvial, strip corridor, wildlife corridor ... (Hess et Fischer, 2001).

De nombreux chercheurs issus de corpus disciplinaires variés et travaillant sur les corridors ont remarqué l'absence d'une terminologie claire et cohérente qui abouti à une confusion sur les objectifs même des corridors (Simberloff *et al.*, 1992 ; Bennett, 1999). De plus face à cette terminologie florissante en écologie, les descriptions des corridors n'en sont pas moins abondantes (Tableau 1). Dans tous les cas, les fonctions même assignées aux corridors sont très divergentes. Quelques auteurs reconnaissent plusieurs fonctions que les corridors peuvent assurer au service des hommes. Ces rôles dérivent directement des six fonctions écologiques décrites par Forman et Godron (1986) : habitat, conduit, filtre, barrière, source et puit). Ces fonctions sont largement adoptées mais diffèrent selon les auteurs et les études, ce qui peut donner naissance à des querelles d'écoles.

Conduits ou habitats : un rôle à clarifier

La capacité pour les animaux de se déplacer à travers un corridor d'une place à une autre est centrale pour une majorité des définitions et concepts : c'est la fonction de conduit des corridors qui prédomine. De nombreux biologistes de la conservation limitent la définition des corridors à la simple fonction de conduit des espèces natives (Hess et Fischer, 2001). Noss (1993), lui, établit que les deux fonctions majeures des corridors sont de fournir un habitat (au sens de résidence) pour les plantes et les animaux mais également d'assurer un rôle de conduit pour leurs mouvements. Rosenberg *et al.* (1995) eux, séparent clairement les fonctions d'habitat et de conduit. Un corridor qui permet le mouvement entre deux taches mais pas nécessairement la reproduction assure une fonction de conduit. Si un corridor fourni des ressources pour la survie, la reproduction et le mouvement, il assure une fonction d'habitat.

Il existe donc des ambiguïtés au sein des biologistes sur les rôles de conduits *versus* habitat pour définir la fonction d'un corridor. En effet, certains montrent que si un corridor fourni un habitat de choix pour une espèce cela facilitera également sa dispersion (Bennett *et al.*, 1994). D'autres focalisent sur la fonction de conduit et excluent des corridors les espaces qui constituent des habitats mais qui ne servent pas à connecter des aires protégées (Beier et Noss, 1998).

Un consensus existe cependant pour dire que la fonction de corridor peut aller du simple passage au rôle d'habitat et de conduit (Hobbs, 1992 ; Merriam, 1991).

Une question d'échelle

Les corridors se différencient également selon la manière de les utiliser et selon l'échelle de temps concernée (Harris et Scheck, 1991). Les « espèces de passage » utiliseraient les corridors comme conduit pour se déplacer d'un site à un autre selon des périodes courtes et discontinues pour des activités bien précises au cours de leur vie (Beier et Loe, 1992).

Ce genre de mouvement inclue les migrations saisonnières, la recherche quotidienne de nourriture, l'exploration pour l'accouplement (Noss, 1991 ; Bennett *et al.*, 1994).

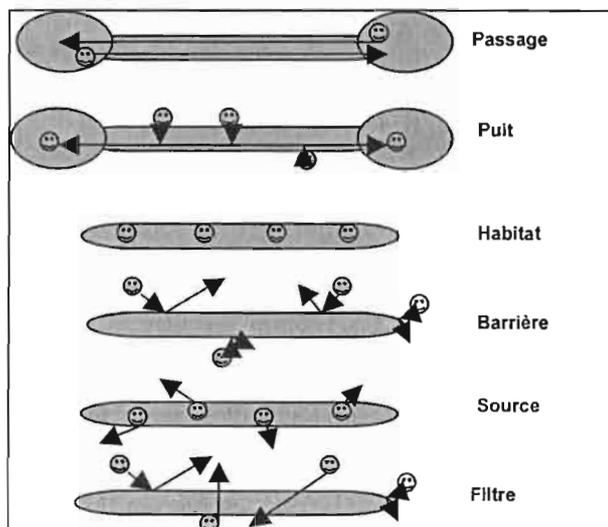
Si un corridor est grand, large et long par rapport aux mouvements d'un animal, une espèce s'y déplacera sur plusieurs générations. Beier et Loe (1992) les appellent corridor d'habitation « corridor dweller » et notent que le corridor peut assurer une fonction d'habitat s'il peut supporter la reproduction d'une espèce sur plusieurs générations. Harris et Scheck (1991) relient largeur de corridors au type et à la durée d'utilisation. Les individus se déplacent à travers d'étroits corridors sur une échelle de temps de l'heure au mois. Les corridors plus larges supportent les mouvements d'espèces entières sur un cycle annuel et des assemblages d'espèces peuvent se déplacer à travers d'encore plus grands corridors sur des décades ou des siècles. Les corridors les plus étroits peuvent assurer la fonction d'habitat car les mouvements se déroulent sur plusieurs années.

Les mouvements au sein de très grands corridors concernent des communautés toutes entières et des processus au niveau des écosystèmes, permettant aux espèces de plantes et animaux de se déplacer entre les réserves sur les périodes de temps de plusieurs générations. Ces derniers ont été appelé liens paysagers (landscape linkages) et sont destiné à fournir une connectivité régionale (Noss, 1991 ; Harris et Scheck, 1991). Bennett (1999) préfère le terme de lien (link ou linkage) à celui de corridor pour mettre l'accent sur la fonction de conduit et celle de connectivité paysagère.

Face à ces considérations, peu de données sont disponibles pour établir un lien entre ces théories et les échelles d'investigations concernant les tailles appropriées pour les corridors de conservation, pour la création par exemple d'une Aire Protégée. Quelque soit l'échelle ce sont les espèces que l'on veut protéger et les flux de gènes que l'on cherche à maintenir (cf. la théorie des métapopulations). Le problème dans ce cas, c'est que la taille d'un corridor dépend étroitement de l'espèce considérée (animale ou végétale) et de la taille de son territoire ou habitat. Un grand Mammifère n'a pas le même territoire qu'un Batracien. Le problème posé par le caractère spécifique du rôle joué par les corridors est central. Mais l'on peut partir du principe que si l'on conserve une surface d'habitat qui correspond à l'espèce qui utilise le plus grand territoire, on protégera du même coup l'habitat des autres espèces.

LES CORRIDORS ECOLOGIQUES : DE LA THEORIE A LA PRATIQUE

Ces considérations théoriques masquent une réalité beaucoup plus complexe quand aux mécanismes de dispersion des individus, à l'efficacité des « corridors » pour la conservation selon les espèces et surtout quant aux échelles d'investigations pertinentes pour agir en matière de conservation d'espèces et d'écosystèmes. De plus, les « corridors » peuvent conduire, freiner ou arrêter les flux (Burel et Baudry, 1999) et les « corridors », haies, forêts, s'opposent souvent aux corridors de communication pour les hommes



(routes, chemins, autoroutes, voies de navigation...), comme nous le montrerons par la suite. Selon les échelles en jeux ces différents « corridors » interagissent sur **une espèce donnée** pour constituer soit une voie de passage soit un obstacle infranchissable (Figure ci-dessus). A ce stade, on peut déjà entrevoir la complexité et les éventuels antagonismes entre ce qui peut être bénéfique à une espèce et pas à une autre, surtout quand l'homme, vu comme une espèce qui se déplace et qui construit des voies de communication, fait parti du système.

Les scientifiques manquent de données

En pratique, une importante littérature montre les effets positifs des corridors sur les flux d'animaux mais beaucoup plus rarement sur les flux de gènes effectifs (variabilité génétique ou non des populations d'une espèce le long d'un corridor) qui permettraient aux espèces de s'adapter sur le long terme. De même, il existe de nombreuses controverses qui mettent en lumière les effets pervers de ces corridors sur les espèces, les populations et les écosystèmes. De nombreux auteurs spécialistes se sont alors tour à tour répondu dans quelques revues scientifiques spécialisées (telles que Conservation Biology) pour analyser ce que Simberloff et Cox ont appelé en 1987 « les coûts et les bénéfices des corridors de conservation »². Ces auteurs ont pris en premier le parti de soulever les problèmes liés aux manques de connaissances sur les rôles des corridors, sur leur importance dans la transmission des pestes, des prédateurs, des maladies, des espèces invasives (Thomas *et al.*, 2006), du feu... et surtout sur la balance entre les bénéfices écologiques et les coûts économiques (souvent considérables) liés au maintien ou la mise en place de corridors pour sauver les espèces dans et hors des Aires Protégées *sensu stricto*. Un de leur principal argument est qu'il n'existe pas de données empiriques avec un modèle expérimental randomisé avec répétitions.

Dix ans plus tard Beier et Noss (1998), publient une revue bibliographique intitulée « Do habitat corridors provide connectivity ? » toujours dans la revue Conservation Biology. Tout en étant moins tranchés dans leurs conclusions sur les effets négatifs des « corridors », ils reconnaissent quand même que « les généralisations sur la valeur biologique des corridors demeurent difficiles à atteindre » en particulier à cause de la nature même du problème qui est propre à une espèce considérée. Il n'y a donc pas de réponse claire pour dire si oui ou non les corridors entretiennent la connectivité bien que cette revue bibliographique soit très exhaustive et basée sur des recherches de qualité. Cette question du rôle positif des corridors n'aurait de sens que dans un contexte particulier lié à un paysage et une espèce donnée. Cependant, ils concluent qu'il existe des preuves issues de travaux de recherches « carrés » qui témoignent de l'utilité des corridors comme outils de conservation. Par exemple 12 études concluent clairement sur la valeur conservatoire des corridors. Face à cela, 10 études montrent que les corridors apportent une connectivité suffisante pour améliorer la viabilité des populations qui vivent dans des habitats connectés par des corridors. A l'opposé des sceptiques du « corridor », ces auteurs prennent le parti de dire qu'en l'absence d'informations valables et quand bien même le coût élevé de telles actions de conservation, il convient de considérer qu'un paysage connecté vaut mieux qu'un paysage fragmenté. On voit ici que c'est le principe de précaution qui prévaut comme dans la plupart des discours et actions des conservationnistes. Ils argumentent de plus sur les coûts généralement élevés de la conservation et pas seulement dans le cas des « corridors ». Ils conseillent « vivement à ceux qui voudraient détruire ces deniers lambeaux d'écosystèmes qu'ils auraient la lourde

² « Consequences and Costs of Conservation Corridors ».

charge de démontrer que la destruction de ces habitats n'aurait aucune incidence sur les populations cibles (Beier et Noss, 1998).»

Comment agir dans un paysage sémantique aussi diversifié ?

La diversité des définitions et des fonctions de corridors rendent plus difficile l'obtention de données et de résultats opérationnels directement utilisables par les gestionnaires la délimitation et le pilotage des corridors de conservation.

Un grand nombre de confusions résultent en partie du double usage du terme de corridor sur le plan structurel et fonctionnel (Rosenberg *et al.*, 1995). Le désaccord entre les usages courants du terme corridor qui implique une fonction de conduit et les tentatives ultérieures d'attribuer une signification structurelle à ce concept, est au centre de cette confusion (Hess et Fischer, 2001). De plus les définitions de la connectivité changent selon les auteurs de ces deux corpus théoriques : dans un cas la connectivité est définie spatialement comme étant fonction du nombre de trous par unités de longueur (Forman, 1995) et dans l'autre elle est fonction des possibilités pour les plantes et les animaux de se déplacer entre les îles ou les taches d'habitats (Levins, 1970 ; Hanski et Gilpin, 1997 ; McCullough, 1996). Baudry et Merriam (1988) distinguent la connectivité structurelle et fonctionnelle. Distinguer ces deux types de connectivité leur semble important car les éléments linéaires d'un paysage qui assurent la connectivité structurelle n'assurent pas forcément une connectivité fonctionnelle. Ces considérations sont particulièrement pertinentes lorsque les gestionnaires désirent passer à l'action. En effet, à partir de quand déterminer si un trou dans un corridor aura un impact sur sa connectivité fonctionnelle ? La réponse dépend des résultats et fonctions attendus du dit corridor, des espèces, des échelles de temps et d'espaces considérées.

Les corridors assurent de nombreuses fonctions probablement reliées entre elles, même s'ils ont été conçus avec un objectif unique de conservation. De nombreux désaccords viennent du caractère fourre-tout de ce concept. Les définitions sont innombrables et de plus, intégrées par de nombreuses disciplines et utilisées par différents acteurs (chercheurs, gestionnaires, conservacionnistes). De part ses multiples et complexes fonctions il est pratiquement impossible de décrire rapidement et succinctement le rôle d'un corridor tandis qu'il existe, excepté pour les corridors virtuels, un consensus sur sa structure (allongée et différente des écosystèmes adjacents). Par exemple, le corridor peut être un pont pour une espèce, une barrière pour une autre. Dans tous les cas la difficulté tient au fait que les fonctions des corridors sont propres à un lieu, à une espèce et à une échelle de temps et d'espace. Même si un corridor de conservation est bien conçu, il est fort probable qu'il ne contribue pas uniquement à ses fonctions initiales de préservation des espèces et des écosystèmes. Une bonne conception et une bonne gestion d'un corridor dépendent fortement d'une explicitation claire des fonctions attendues (Hess et Fischer, 2001).

Au sein même d'un champ disciplinaire tel que l'écologie (écologie du paysage et biologie de la conservation), les fonctions et attendus des corridors ne sont pas clairement délimités. Qu'en est il des corridors de développement, comment sont ils définis sur les plans structurels et fonctionnels ?

LES CORRIDORS DE DEVELOPPEMENT

Le parallèle entre les corridors de conservation et de développement est assez pertinent, au-delà de la proximité sémantique des deux termes. En effet, un corridor de développement est un axe de communication entre au moins deux agglomérations et qui peut faire intervenir différents modes de transport (terrestre, ferroviaire, fluvial) par lesquels transitent des flux de marchandises, de travailleurs et éventuellement d'informations de nature économique. Même s'il n'existe pas de définitions précises et validées par les scientifiques – la littérature sur ce sujet étant bien moins documentée que pour les corridors écologiques – le concept de corridor de développement, quelles que soient ses acceptions dont nous dessinons quelques contours ici, répond également à un souci d'accroissement ou d'amélioration de la connectivité des flux (marchandises, personnes, informations) (Arnold *et al.*, 2005).

La promotion des « corridors de développement » a également connu une montée en puissance dans la décennie 1990-2000 ; période marquée par une accélération du processus de mondialisation économique. Le développement du concept de corridor peut être effectivement analysé comme une réponse à la mondialisation. Il s'agit, d'une part, de construire des espaces de grande taille dans un contexte économique où les flux d'échanges et la structuration des grands groupes internationaux ont conduit à un double mouvement de mondialisation et de régionalisation. D'autre part, on ne peut que constater l'importance accordée à la structuration transversale par rapport aux Etats-Nations des corridors de développement ; d'où la priorité donnée aux infrastructures, aux acteurs privés et à leur inscription dans des schémas de libre-échange régionaux.

De ce fait, il existe des corridors de développement quel que soit le niveau de développement des pays ou régions concernés. On trouve des corridors autant en Europe, comme la Banane Bleue (de la Tamise à la plaine de Pô), qu'en Amérique du Nord comme par exemple, les corridors Nord Pacifique (Portland – Seattle - Vancouver) et californien (San Diego – Los Angeles – San Francisco) (Rimmer, 1995). Plus spécifiquement, pour les pays en développement, l'essor des corridors correspond à un moment où l'aide publique au développement s'essouffait et où il convenait de faire appel à des projets mixtes financés par des fonds à la fois privés et publics, mobilisant ainsi une pluralité d'acteurs.

Pour autant, la problématique des corridors de développement est diverse selon la nature des flux économiques en question. Ainsi, il est nécessaire de distinguer une définition stricte du corridor de développement comme structuration réticulaire des échanges ; le corridor serait alors à envisager comme l'expression « *du passage de la logique de la firme à l'économie dans son ensemble. Dans une économie donnée, tous les flux peuvent être représentés comme se déployant à l'intérieur d'un réseau spatial comprenant des nœuds – c'est-à-dire des villes, des régions métropolitaines – et des liaisons correspondants aux différents modes de transports et de communications* » (Rimmer, 1995, p. 13). Ces corridors de développement dont on aura compris que la forme géographique importe peu, sont fondés sur le principe de la recherche d'économies d'agglomération, à savoir des économies d'échelles croissant à un niveau agrégé de l'ensemble des acteurs et des facteurs (publics, privés, capital financier, humain et spatial). Dans une telle configuration, l'analyse des corridors porte plus sur la description de leur fonctionnement que sur l'élaboration d'une politique publique régionale de promotion des corridors. Cette vision des corridors est particulièrement claire en Asie (corridor de l'Est Australien, ceinture pacifique du Japon...).

La plupart des corridors développés dans les pays pauvres comme en Afrique répondent davantage à une logique de sécurisation des transports (lutte contre la contrebande, réduction des délais douaniers...). Ils doivent être considérés comme une forme plus simple que les corridors de développement défini plus haut. Ces corridors se concentrent sur les flux de marchandises entre deux ou plusieurs points ; souvent entre un port et une agglomération n'ayant pas accès à la mer comme par exemple le corridor de Djibouti dont l'objectif est de relier le port de Djibouti à Addis-Abeba en Ethiopie. D'ailleurs ces corridors sont souvent appelés « *corridors de transport* » ou « *de transit* » ; l'idée étant qu'il ne peut y avoir de développement économique dans ces pays sans une mobilité accrue des facteurs de production (à l'intérieur d'un pays et a fortiori entre plusieurs pays).

Le concept de corridor en économie peut donc se décliner en partant d'une vision simple ou faible, les corridors de transport, où l'accent est mis sur l'interconnectivité des marchandises (rôle de conduit) avec une forte dimension territoriale vers des corridors « de développement » qui se focalisent sur la mise en réseaux plus ou moins complexes des flux d'informations. Dans ce dernier cas, l'identité territoriale ou la cohérence géographique importe peu donnant ainsi l'impression d'avoir à faire à des corridors de papier définis sur des cartes, sans réalité locale... Rimmer (1995) parlant même de « scène infrastructurelle » pour qualifier ces corridors.

En règle générale, l'efficacité des corridors dépend grandement de l'homogénéité des institutions nationales, régionales et le cas échéant des bailleurs de fonds et la capacité des gouvernements à modifier les législations nationales dans le sens convenu. Pour Arnaud *et al.* (2005), le succès d'un corridor dépend du temps du processus de négociation entre ces institutions ; de l'ordre de 10 ans voire 40 ans si l'on inclut l'émergence d'une politique régionale souvent nécessaire à la mise en œuvre des projets.

Notons enfin que tout comme les corridors écologiques (approche monospécifique et jamais écosystémique), les corridors de développement sont rarement définis de manière intégrée ; i.e. ils ne prennent pas en compte l'ensemble des caractéristiques (identités culturelles par exemple) et les échelles nécessaires à l'aménagement du territoire. Si les premiers répondent prioritairement à un souci d'améliorer la connectivité des espaces pour le maintien des espèces indépendamment des êtres humains qui y vivent, les seconds répondent au souci d'améliorer la circulation des flux indépendamment de considérations sociales (même si on constate de plus en plus de préoccupations liées à la lutte contre le sida dans les corridors africains) et écologiques.

Au bout du compte, le parallèle entre les deux concepts (biologique et développement) apparaît pertinent. Plusieurs points communs peuvent être mentionnés : l'interconnectivité et la sécurisation vis-à-vis de l'extérieur, l'effet taille recherchée, le développement du concept dans les années 90/00 et enfin une démarche rarement intégrée ne prenant pas en compte les autres critères du développement durable, notamment social...

LES CORRIDORS VERTS « GREENWAYS » ET PATRIMONIAUX « HERITAGE CORRIDORS »

Une troisième application du concept de corridor est faite à travers les corridors verts (*greenways* ou *greenway corridors*³) et les corridors patrimoniaux (*heritage corridors*). Les corridors verts sont des « aires protégées » de forme linéaire qui sont initialement développés au cœur ou à proximité de zones urbaines. Ils sont apparus aux USA à partir des années 70 avec une croissance depuis la fin des années 80. Selon Fabos (2004), l'origine du concept de *greenway* date de la fin du XIX^{ème} siècle et du début du XX^{ème}, période durant laquelle plusieurs planificateurs urbains américains imaginèrent certains espaces naturels au sein de schéma d'aménagement urbain « *metropolitan open space systems* ». C'est par exemple le cas à Boston où un corridor vert permettant de relier plusieurs sites naturels (le corridor débute à la confluence de deux rivières Muddy et Charles et relie le parc Jamaïque puis l'Arboretum Arnold pour se terminer au parc Franklin) est créé dès 1876 (Zube, 1995).

Par la suite, durant les années 30, l'idée de développer des lignes vertes (*greenlines*) est étendue à des espaces à l'extérieur des villes afin de contenir l'expansion de celles-ci ; le terme de ceinture verte (*greenbelt*) étant alors souvent employé. Il s'agit de s'appuyer sur la topographie des lieux (montagnes, rivières...) pour dessiner des lignes de connexion entre ces espaces naturels ; ces espaces pouvant d'ailleurs traverser les villes et pas seulement les entourer. Progressivement, il semble que le concept de *greenway* soit spécifiquement employé pour caractériser des espaces de protection et de mise en valeur touristique des rivières et des berges. C'est en 1987 qu'apparaît de manière explicite le terme de *greenway* lors d'une conférence du Président de la *Commission on American Outdoors*. Celui-ci pose le cadre d'un programme de développement des corridors verts en faisant le parallèle avec le réseau routier (ou ferroviaire) américain. L'objectif est de créer un « *living networks of greenways* » faisant apparaître un « *giant circulation system* » se construisant morceaux par morceaux (Fabos et Ahern, 1995).

Ces auteurs, Fabos et Ahern (1995), proposent une typologie des corridors issus de ce mouvement américain : une première catégorie est caractérisée par les corridors verts d'importance écologique. Il s'agit des corridors écologiques (*ecological greenways*) tels que nous les avons définis précédemment. Ils se concentrent le long des rivières, des zones côtières ou de chaînes de montagne. L'objectif est de maintenir la biodiversité et les couloirs de migration des espèces sauvages, associant ainsi une double fonction d'habitat et de conduit. Dans ce cas, ces corridors visent à contenir les activités humaines, agissant comme une barrière qu'il convient de maintenir malgré la pression urbaine. La deuxième catégorie correspond aux corridors récréatifs (*recreational greenways*). Il s'agit de relier différents sites naturels possédant un attrait (potentiel ou effectif) touristique.

³ La relation entre le terme de *greenway* et celui de *corridor* (en anglais) n'est pas aisée. La littérature sur ce sujet fait parfois l'amalgame entre les deux termes ; Ndubisi *et al.* (1995) parlant même de *greenway corridors*. Historiquement, c'est le terme de *greenway* qui prévaut, dans la continuité du terme de *greenline*. Il semble que le terme de *greenway* soit initialement adapté au contexte d'aménagement de chemins verts ou promenades boisées dans les villes ; son association voire sa substitution par le terme *corridor* est parvenue durant les années 90, date à laquelle la dimension récréative et patrimoniale est devenue importante le long des berges. Fabos et Ahern (1995, p.5) défini même un « *greenway corridor network* ». « *Nous concevons les greenways comme des corridors de différente largeur, lié entre eux dans un réseau de la même manière que nos routes et chemins de fer sont relié entre eux sous forme de réseau. La différence est que cette super infrastructure naturelle – les « greenway corridor networks » – préexistent aux réseaux routiers et ferroviaires* » (les termes en anglais sont volontairement non traduits).

Ces corridors récréatifs peuvent être en zone rurale ou urbaine. Enfin, le troisième type de corridor fait référence aux sites ayant une forte valeur patrimoniale (*heritage corridors*). Dans ce cas, le corridor a pour objectif d'offrir une typicité des lieux en mettant l'accent sur l'histoire des relations économiques et sociales entre les différents points du corridor. Ce type de corridor, tout comme d'ailleurs les deux autres, est linéaire ; il s'agit la plupart du temps de fleuves et de berges voire d'anciennes routes ou tracés de chemins de fer qui ont servi à des échanges économiques d'importance. Le cas le plus célèbre d'*heritage corridor* est celui du canal Michigan-Illinois qui sert à relier le Lac Michigan depuis Chicago jusqu'au Mississipi (encadré n°1).

The Illinois and Michigan Canal opened in 1848 to usher people and goods between the Illinois River and a little lakeside settlement called Chicago. The twenty-two hour trip was considered state of the art in speed and comfort compared to a bumpy stagecoach. During its glory days, canal towns sprung up along the waterway to provide raw materials and grain that would ultimately reach the eastern seaboard and the Gulf of Mexico. When the railroads laid tracks parallel to the canal in 1853, the importance of the canal as a mode of general passenger and freight transportation diminished and became obsolete.

The canal remained unkempt until the 1970s when the Illinois Department of Natural Resources took over management of the waterway and worked volunteers to turn it and its adjacent lands into open public space. In 1984, President Ronald Reagan signed an Act of Congress which created the 97-mile I&M Canal National Heritage Corridor - America's first National Linear Park. This designation would serve as model for future "partnership parks" in the United States.

source : <http://www.heritagecorridorcvb.com/where-what.htm>

Encadré n°1 : exemple de corridor patrimonial.

Cette conception assez large des corridors à travers les *greenways* ne se limite pas à l'Amérique du Nord, puisqu'ils sont également développés dans certains pays en développement. Dans une étude sur les *greenways* chinois, Yu *et al.* (2006) montrent toutefois que la typologie proposée par Fabos (1995) n'est pas adaptée à la situation chinoise ; les corridors récréatifs et patrimoniaux n'étant pas représentés dans ce pays. Les contraintes de survie et de maîtrise des événements climatiques ont forcé l'Etat à mettre en place depuis plus de 2000 ans des politiques de corridors forestiers à des fins de protection de l'environnement et de production économique. Les corridors forestiers chinois ont ainsi plusieurs fonctions : aménagement des berges (avec une forte orientation donnée au reboisement) des principaux fleuves en vue de limiter les crues ou bien de lutter contre l'érosion des bassins versants ; action de plantation d'arbres le long des voies de chemin de fer (notamment pour masquer le chemin de fer qui était très mal vue en zone rurale !) et enfin de plantation le long des terrains cultivés pour lutter contre les vents et pour approvisionner les paysans en bois. L'existence de ces corridors forestiers anthropiques n'est pas anecdotique. Yu *et al.* (2006) parlent d'un programme de 4500 kilomètres de forêts plantées d'Est en Ouest pour les plantations le long des terrains cultivés, réseau que l'on a surnommé évidemment la Grande Muraille verte !

Notons enfin qu'en août 1997, la Chine mit en œuvre un *National Green Corridor Program* dont l'objectif était de verdir toutes les voies de circulation. En 2000, le Conseil d'Etat chinois renouvela un appel à l'élaboration de corridors verts à l'échelle nationale. L'objectif est de verdir (dans le sens entendu plus haut de 'border les voies de forêts') 60 % des routes, chemins de fer, canaux, fleuves... à l'horizon 2005.

Une des différences entre les expériences nord-américaine et chinoise tient au niveau du mode de gouvernance. Dans le cas chinois, c'est l'Etat et ses services déconcentrés qui gèrent (techniquement et financièrement) les corridors ; le ministère de trains ayant en

charge les corridors le long des voies de chemins de fers, les gouvernements provinciaux s'occupant des autoroutes provinciales, etc. La participation de la société civile (ong, associations locales...) et des entreprises est plus importante dans le cas nord-américain. Même si le concept de *greenlines*, *greenways* ou *heritage corridors* trouve son origine dans l'esprit de planificateurs individuels, il semble qu'aujourd'hui il soit repris par un ensemble d'acteurs soucieux de partager les efforts et les coûts (Fabos, 2004). L'importance des partenariats public-privé est explicitement mentionnée dans la littérature sur le sujet ; ce qui n'est pas sans rappeler les corridors de développement détaillés plus haut. L'exemple du corridor patrimonial canadien de la région Essex financé par la firme automobile Chrysler constitue un bel exemple de ce partenariat.

Finalement, cette approche du corridor va au-delà de la seule logique de conservation, à l'exception toutefois des « *ecological greenways* » dont la parenté avec les corridors de conservation est manifeste. Le développement de corridors patrimoniaux et récréatifs montrent que le terme de corridor est ici employé pour sa logique patrimoniale et récréative et non pas pour sa fonction écologique ce qui les différencie totalement des corridors de conservation.

Finalement, il est possible de synthétiser les différentes formes de corridors existantes. Le tableau ci-dessous propose la typologie suivante :

	Date naissanc e du concept (ou période)	Lieu de mise en application (initiaux ou majeurs)	Type de rapport avec l'extérieur (exclusif <i>ou</i> <i>protecteur</i> / inclusif <i>ou</i> <i>mise en valeur</i>)	Cible	Degré d'intégration des autres éléments des écosystèmes (intégré ou pas)	Type de gouvernance
Corridor écologique	1900	Réserves de chasse dans les pays industrialisés p uis les PVD	exclusif	Les espèces (végétales et surtout animales)	Quasi-inexistant	Partenariat public-privé
Corridor de développemen t	Années 90	Pays industrialisés	Inclusif ; le corridor cherche à agglomérer les acteurs, à améliorer la circulation (pré- existante) des flux sans chercher à l'isoler de l'extérieur	Les acteurs économiques (entre prises privées et publiques, laboratoire de R&D...)	Inexistante	Partenariat public-privé
Corridor de transport (ou transit)	Années 90	Partout mais avec un enjeu majeur dans les pays en développement	Exclusif : seule la circulation des marchandises dans le corridor compte ; peu importe ce qui se passe à l'extérieur	Les acteurs économiques mais ciblés sur le fret	Quasi-inexistante à l'exception de quelques évaluations des cas de SIDA le long des corridors africains	Bailleurs de fonds et gouvernements nationaux
Greenway (greenline, greenbelt...)	1880	USA	Exclusif : l'extérieur est une menace : les <i>greenways</i> sont une réponse à la croissance urbaine	La population dans le sens de promeneurs	Inexistante	Partenariat public-privé
	Plus de 2000 ans	Chine	Exclusif : l'extérieur est une menace : les <i>greenways</i> sont une réponse face aux catastrophes naturelles	La population pris dans le sens des villageois (protection des lieux de vie)	Existante dans certains cas (forêts anti-vent - idée de multifonctionnalité de la forêt)	Etat et ses services déconcentrés
Recreational Greenway	Années 90	USA et Canada mais aussi de plus en plus en Europe	Inclusif : le corridor est un lieu de promenade et d'activités de mise en valeur patrimoniale	Les touristes	Existante dans le sens de mise en valeur des écosystèmes à des fins touristiques	Partenariat public-privé
Heritage Corridor					Forte car logique de conservation du patrimoine	

LES CORRIDORS A MADAGASCAR

Madagascar représente à plusieurs titres un cas d'école pour comprendre et analyser la vie et l'évolution des politiques environnementales mais également les heurts et difficultés de la mise en place des aires protégées. La situation malgache s'inscrit dans une dynamique internationale où l'approche « corridor » se présente depuis les années 1990 comme une panacée aux problèmes de conservation face aux aires protégées classiques. La récente déclaration du Président malgache au congrès sur les Parcs à Durban en 2003 a redonné du dynamisme aux actions environnementales certes anciennes mais peu efficaces en matière de conservation de la biodiversité à travers ce qu'il a appelé la Vision Durban. En effet, sa volonté de voir la surface des aires protégées tripler à Madagascar en 5 années a réactivé le désir des ONG conservationnistes qui y ont vu là une opportunité de mener à bien leurs projets. Face à ce délai particulièrement court, l'urgence est devenu le maître mot de toutes les actions de conservation post-Durban et les « corridors » des outils privilégiés pour les futures aires protégées terrestres.

Les corridors forestiers malgaches

A Madagascar, le discours actuel des conservationnistes établit que la biodiversité restante et à protéger dans ce pays se cantonne à ses forêts dites « primaires », bien qu'elles ne le soient pas réellement toutes (Carrière, sous-presse). Or, une grande majorité des forêts restantes se présente sous la forme de bandes longues et plus ou moins étroites, un véritable réseau de couloirs forestiers (Carte 1). Le corridor malgache s'est donc vu, de fait, affublé de l'adjectif forestier et /ou de conservation.

Dans un avenir proche, les corridors forestiers malgaches seront nombreux à devenir des aires protégées dans le cadre du SAPM (Système d'Aires Protégées Malgaches) mis en place par la Vision Durban. Le concept de corridor est apparu dans les débats de politique environnementale à Madagascar au cours de l'Atelier Scientifique sur la Définition des Priorités de Conservation de la Diversité Biologique en 1995. Ce concept est parfaitement adapté à la forme linéaire que prennent actuellement les reliques forestières de l'Est du pays. L'amalgame entre la forme physique de couloir et la fonction écologique de conduit fut pour les corridors malgaches quasi instantané dans le milieu de la conservation, ne se prêtant là que trop bien à la réalité géographique des forêts malgaches (Carrière, sous-presse). Dans ce cadre-là, il est établi que les « corridors » forestiers contribueraient à instaurer une connectivité entre les aires protégées qu'ils relient, jouant ainsi un rôle primordial pour le maintien de la biodiversité à long terme (Carrière, sous-presse). La conservation de ces corridors se justifie à l'heure actuelle en grande partie par la connectivité qu'ils assureraient entre les aires protégées mais aussi parce que la majorité des forêts à sauvegarder dans ce pays, pour parvenir aux 6 millions d'ha annoncés par le président M. Ravalomanana, se trouvent dans ces bandes de forêts. Une grande surface de forêts (environ 50%) de ce pays est concernée de près (car faisant partie d'une bande de forêt) ou de loin (car étant une zone protégée à relier par un corridor) par cette approche centrée sur les corridors. Le nombre de corridor de conservation en devenir (Carte 1 en rouge⁴) par rapport aux territoires forestiers restant,

⁴ Donner un chiffre n'a actuellement plus beaucoup de sens (cela oscille entre 5 et 7) car les différents corridors sont régulièrement concaténés pour en former de plus grands ce qui en réduit le nombre mais

témoigne de l'importance de la mise en application de cette approche par les conservationnistes.

De cette nouvelle idée de la conservation à Madagascar associant le plus souvent que possible des aires protégées à des « corridors », sur des zones plus étendues que pour les seules aires protégées, l'approche écorégionale a vu le jour, justifiant une intervention des acteurs et des bailleurs à l'échelle de la région (programme Ecorégional Initiative, ERI ou Alliance Ecorégionale, entre les ONG contractantes comme CI et USAID). A une telle échelle, tous ces corridors mis bout à bout, ne formeraient ils pas des liens paysagers régionaux utiles à l'évolution des espèces sur de nombreuses générations ? D'une approche corridor locale (lien entre deux aires protégées), on passe ici à un dispositif de méta corridor national, dont les attendus et les objectifs sont nécessairement différents des premiers (évolution des espèces sur plusieurs décades). Ici la connectivité entre les aires protégées prévaut dans l'argumentaire.

Corridors à Madagascar : un concept façade pour la conservation

La définition globale concernant le concept de corridor se retrouve au sein des acteurs de la conservation, de la recherche et de la gestion à travers son rôle de conduit pour les espèces. Les définitions, rôles et attendus des corridors varient selon les acteurs et les disciplines pour former un concept fourre-tout vide de sens et surtout très peu précis (Encadré 2).

Encadré 2 : Quelques exemples de définitions données par les acteurs autre que les chercheurs et biologistes : (1) une sorte de couloir forestier ou aire intermédiaire résultant d'une grande extension d'un écosystème de haute priorité. Il est en général délimité par des communautés écologiques associées. Le corridor a une importance biologique élevée vu sa richesse, son endémicité, sa vulnérabilité en espèces. En assurant la continuité biologique régionale il permet de maintenir les processus écologiques et évolutifs. La diversité génétique se trouve surtout dans ce couloir dont la disparition entraîne une régression au niveau de la biodiversité (Plan d'Aménagement Corridor Zahamena-Mantadia, non daté, p. 1) ; (2) ponts biologiques, lien entre 2 AP qui permet la viabilité rationnelle des espèces ; (3) le corridor est le reste de forêts à Madagascar, il est compris entre 2 AP. Son rôle écologique est de conserver et maintenir les populations, il constitue une banque génétique permettant de créer la variabilité des espèces, il a un rôle stratégique pour la migration des espèces et son rôle économique de château d'eau est de réguler l'eau pour les rizières des populations riveraines ; (4) le corridor facilite le brassage génétique ; (5) la présence d'un corridor permet la protection naturelle des espèces ; (6) Au début un corridor était une zone de transition entre deux AP, son rôle est de maintenir des zones d'activité de gestion durable. Maintenant il sert aussi à maintenir les espèces et de l'eau pour les populations riveraines... (7) forêt où abondent les ressources naturelles

Les acteurs de la conservation intègrent au sein même de leur définition le fait que ces corridors sont importants car ils promettent la création de nouvelles aires protégées (Miray, CI, 1999). Ces ONG grâce à cette définition adaptée des corridors justifient et assurent la pérennité de leurs actions.

Pas de corridor de développement mais des PIC et des TDC

L'importance des corridors de conservation à Madagascar tranche avec la faible représentation des autres notions de corridors étudiés dans la littérature. Par exemple, le concept de corridor de développement, voire même de transport, n'existe pas de manière explicite. Les acteurs de la politique de développement rural et de l'économie (ministères concernés, bailleurs de fonds...) portent, depuis peu, leur effort sur l'émergence de Pôles

augmente leurs surfaces respectives : Il y a par exemple, Ranomafana-Andringitra-Ivohibe qui est en train de devenir Frandriana-Vondroso, Ankeniheny-Zahamena...

Intégrés de Croissance (PIC). La raison essentielle est liée à l'absence de flux économiques (et de contraintes de circulation) majeurs et permanents entre les pays extérieurs (Océan Indien) et Madagascar.

Le terme de pôle intégré de croissance est préféré à celui de corridor de développement. Il s'agit dans 3 régions de Madagascar (définis depuis Tana par les bailleurs de fonds et les autorités malgaches) : Nosy Be, Antsirabe et Tolagnaro. Le concept de PIC est à rapprocher de celui de pôle de croissance, concept développé dans les années 70 en France. Il s'agit d'associer à une région particulière une (ou plusieurs) activités économiques dominantes ; la région devenant ainsi spécialisée dans ce secteur. Pour le PIC de Nosy Be, l'activité est le tourisme, pour celui d'Antsirabe, l'agroalimentaire et pour celui de Tolagnaro, l'exploitation minière. L'idée développée par la Banque Mondiale est de focaliser les financements sur ces 3 régions en fonction de l'activité économique prioritaire ; le développement de ces pôles devant alors faire « tâche d'huile » et permettre aux autres secteurs et autres lieux de profiter de cet essor. A la différence du corridor de développement, les PIC ne mettent pas l'accent sur la circulation des flux ; il n'y a donc pas cette logique de mouvement (connectivité, mise en réseau...).

Les **Territoires de Développement et de Conservation** (TDC) constituent par contre un exemple tout à fait intéressant à la fois par rapport au contexte malgache d'accroissement de la superficie des aires protégées mais aussi par rapport aux expériences de corridors patrimoniaux.

Concernant le premier point, les TDC, développés par la Coopération française, viendraient en complément des aires protégées existantes (parcs nationaux, réserves spéciales, réserves intégrales) et proposées, tels les corridors écologiques en s'inscrivant dans la catégorie V⁵ de l'UICN. Le but est de compléter le réseau national des aires protégées en mettant en place des dispositifs régionaux gérés par des structures décentralisées conciliant objectifs globaux de conservation et objectifs locaux de développement et de lutte contre la pauvreté. Les TDC correspondent alors à un espace intercommunal à l'intérieur duquel un zonage définit : (a) les zones de conservation du patrimoine naturel (pouvant intégrer les SdC, les AP...) et (b) les zones à usages multiples (où l'ensemble des activités humaines s'inscrit dans une optique de développement durable et d'aménagement concerté de l'espace avec comme objectif principal de contribuer à la protection et la préservation des zones de conservation).

Selon Pollini & Belvaux (2004) « *Un Territoire de Développement et de Conservation est un espace terrestre ou marin dont les limites reposent sur la reconnaissance par les populations locales d'une entité géographique ou culturelle commune et où l'ensemble des activités humaines et des dynamiques de développement concoure à la conservation d'une ou plusieurs zones en son sein* ». Aucune activité économique n'est autorisée ou

⁵ Catégorie V de l'UICN met en avant la cohabitation homme-nature, encourage les modes de vie et les activités économiques en harmonie avec l'environnement et prône la préservation du tissu socio-culturel des communautés concernées. « *Zone terrestre, comprenant parfois le littoral et les eaux adjacentes, où l'interaction entre l'homme et la nature a, au fil du temps, modelé les paysages aux qualités esthétiques, écologiques et/ou culturelles particulières et exceptionnelles, et présentant souvent une grande diversité biologique. Préserver l'intégrité de cette interaction traditionnelle est essentiel à la protection, au maintien et à l'évolution d'une telle aire* ». La catégorie V est moins « conservationniste » (dans ces objectifs de gestion de l'AP) que la catégorie VI dont relève les SdC.

interdite *a priori*⁶, et un schéma d'aménagement territorial doit définir de manière participative le zonage de l'espace ainsi que les priorités des actions, la spatialisation des investissements... (sans qu'aucune précision ne soit apportée sur ces dispositifs participatifs).

Le processus de création des TDC s'inscrit dans le cadre de la concertation intercommunale ou de l'approche écorégionale : l'objectif est, entre autres, d'engager les autorités, les communautés, l'ensemble des acteurs dans une vision territoriale de la conservation et d'assurer une synergie entre les outils de gestion du territoire : schémas régionaux de développement, plans communaux de développement, transferts de gestion, code des aires protégées... Trois TDC pilotes ont été développés à Madagascar et l'un d'entre eux se situe le long de la rivière de l'Onilahy (Sud-Ouest de Madagascar) ce qui n'est pas sans rappeler la philosophie des corridors verts Nord-américains.

Comme nous l'avons mentionné, face à la politique actuelle d'extension des aires protégées au sein de laquelle les corridors représentent environ 40% de la superficie additionnelle, plusieurs acteurs (la Coopération française, l'Intercoopération Suisse, le WWF et l'association Fanamby) ont privilégié une démarche différente mettant en avant une logique d'ancrage territorial basée sur le patrimoine naturel et culturel des sites à conserver et sur la recherche d'une combinaison d'actions permettant de concilier conservation et développement économique (Andriamahefazafy *et al.*, 2006).

Ces TDC correspondent à la catégorie V de l'UICN et par conséquent sont également appelés « paysages harmonieux protégés ».

Comme le soulignent Pollini et Belvaux (2004, p. 3) « Ces Territoires de Développement et de Conservation devront émaner de décisions prises au niveau local entre des collectivités territoriales (communes) souhaitant traiter ensemble des problématiques régionales du développement durable et de conservation d'un patrimoine naturel et culturel. Le processus de création de ces TDC s'inscrirait donc dans le cadre de la concertation intercommunale et de l'approche éco-régionale ». L'approche ascendante développée par ces TDC tranche avec la démarche des corridors développés dans le cadre de la vision Durban.

Le projet pilote de l'Onilahy mené conjointement par le WWF, ONG de conservation qui agit dans la région depuis de nombreuses années en développant une approche éco-régionale, et la Coopération Française, est un des 4 TDC mis en place à l'heure actuelle. Comparativement aux 3 autres, ce projet mérite une attention particulière dans la mesure où il se structure autour du fleuve Onilahy et offre une comparaison intéressante avec les corridors fluviaux développés en Europe ou encore, dans une certaine mesure, avec certains greenways nord-américains.

Le projet pilote de la basse vallée de l'Onilahy trouve son origine dans l'action du WWF à travers son programme Ala Maïka (forêts épineuses) et du Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement (SAGE) dont l'action de promotion de l'écotourisme dans le site des 7 lacs accompagnait la démarche de planification intercommunale développée lors du PE2. Pour ces institutions, comme pour la Coopération Française, soucieuse de s'inspirer du modèle des Parcs Naturels Français, il existe une convergence de vue quant à la nécessaire implication des acteurs locaux dans la démarche de gestion durable du plateau calcaire de Mahafaly et de ses bassins versants.

⁶ En matière d'exploitation des ressources naturelles, il est nécessaire de compléter les études d'impact environnemental par des études d'impact socio-économique et culturel.

Encadré 3 : TDC et corridor patrimonial.

« L'Onilahy a été choisi dans la continuité de l'action de l'Ageras dans la région des 7 lacs. Au départ c'était le plateau de Belomotse qui nous intéressait. Mais nous étions convaincus que si on veut regrouper des gens dans un territoire, il faut une entité géographique et culturelle commune. Nous avons donc commencé par réaliser une étude sociale pour définir le dénominateur commun qui regroupe tous ces gens et c'est la rivière où il y a des sacrifices, des mariages entre la rive droite et gauche... qui est ressortie comme élément fédérateur. Tout converge autour de la rivière ; il y a la pêche, le transport... C'est la rivière plus que le plateau de Belomotse qui constitue l'entité géographique la plus adéquate. Sur le plateau c'est tout défriché alors qu'il existe encore des forêts des deux côtés de la rivière et c'est là où, dans le sud de Madagascar, on trouve la biodiversité la plus riche. Tout concordait donc ! On a appelé le TDC « *les riverains de l'Onilahy* » ; il s'agit des communes de l'Onilahy. Il y a d'ailleurs eu un petit souci pour savoir si on prenait comme limite du TDC celles des communes concernées par les plateaux de part et d'autres ou uniquement une espèce de couloir le long de l'Onilahy. En fait on a retenu le couloir ; sachant que l'OPCI c'est l'ensemble des communes car pour protéger le couloir il faut aussi développer des activités sur le plateau... » (E. Belvaux, responsable FSP Gestion Décentralisée des Ressources Naturelles – SCAC Antananarivo – comm. Pers. 18 septembre 2006).

Si le souhait initial est de lutter contre la déforestation sur le plateau de Belomotse, déforestation réalisée à des fins de culture du maïs (Razanaka *et al.*, 1999 ; Minten et Méral, 2006), d'exploitation du bois énergie et de construction (Casse *et al.*, 2002), la démarche ascendante a conduit à se concentrer sur la conservation et le développement d'un territoire plus petit et structuré autour du fleuve, véritable dénominateur commun entre les différents acteurs locaux (cf. Encadré 1).

Une des innovations de ce dispositif est la création d'un Organisme Public de Coopération Intercommunal (OPCI) dénommé « Ohemiha » (abréviation de *Onilahy Henany Mitambatse Handroso* qui peut être traduit par « Onilahy » d'aujourd'hui unis pour le développement) et qui rassemble les maires des 12 communes impliquées. L'OPCI couvre une superficie plus importante que l'aire protégée ; cette dernière se limitant au corridor fluvial créé par l'Onilahy.

Concrètement, l'aire protégée couvre une superficie de 70 200 ha qui se décompose en un noyau dur de 35 400 ha (les forêts jouxtant la rivière), d'une zone tampon qui se divise en une zone de droits d'usage (23 300 ha) et une zone de restauration (11 500 ha).

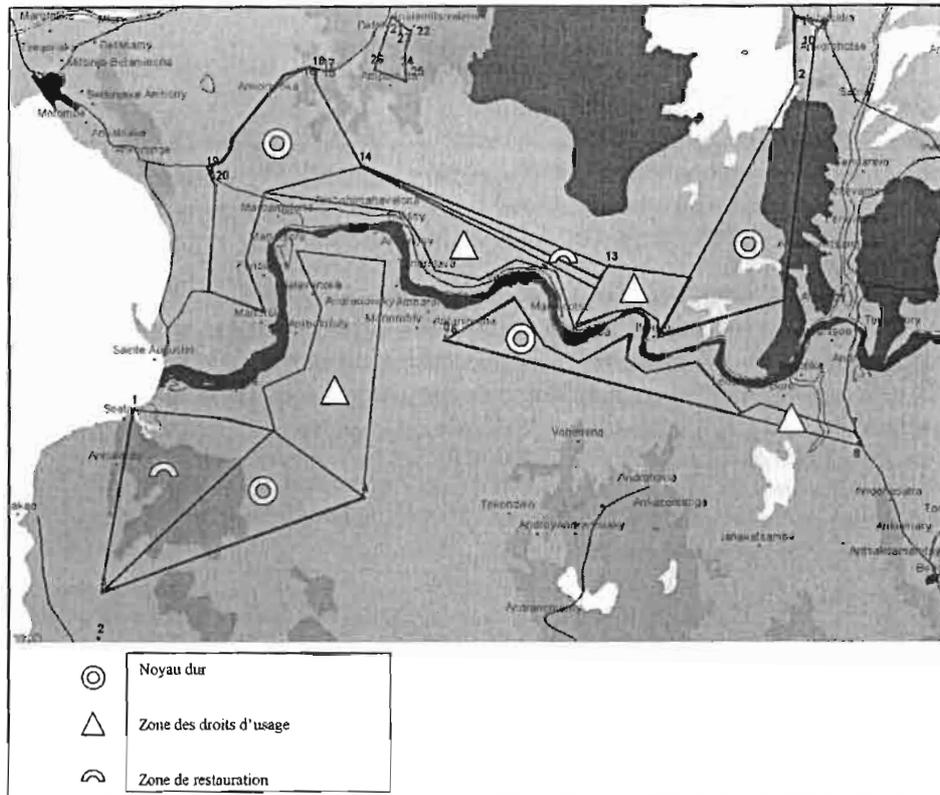


Figure n°3 : Délimitation de la future aire protégée d'Amonron-Onilahy (source WWF, 2005).

Finalement, cette démarche patrimoniale a permis de fédérer autour du projet les différentes parties prenantes et en tenant compte des expériences passées, de sorte que la constitution de l'aire protégée est menée parallèlement avec le montage institutionnel. Le processus de décision laisse une part importante aux maires des communes qui ont la charge de valider les plans d'aménagement tant de l'aire protégée en tant que telle que des terroirs faisant partie de leur commune même si ces derniers ne sont pas à proximité du fleuve. La création d'un *dina* (convention traditionnelle) intercommunal n'est d'ailleurs pas sans rappeler la démarche patrimoniale de la loi GELOSE.

C'est la cohérence territoriale, dans le sens d'une identification des populations locales à un patrimoine culturel et naturel, qui est à la base de la démarche, se distinguant ainsi clairement des corridors écologiques développés dans la partie Est de Madagascar.

Ce type d'expérience montre que le concept de corridor peut, s'il est fondé sur cette cohérence géographique et écologique, conduire à la constitution d'aires protégées pertinentes. Si elle est coûteuse en temps et en moyens humains, matériels et techniques au début du processus, sa taille raisonnable (moins de 100 000 ha) et son ancrage territorial devrait pouvoir garantir des coûts de contrôle bien plus faibles que les corridors mentionnés par ailleurs. Evidemment, cette pérennité économique n'est envisageable que si des alternatives économiques et /ou des financements extérieurs permettent à l'OPCI de s'autofinancer et aux populations locales de constater l'intérêt d'une gestion durable. De même, la pérennité institutionnelle est un enjeu majeur de ce type de gouvernance. Plusieurs initiatives sont réalisées en ce sens ; l'identification de soutien de bailleurs de fonds (soumission aux petits projets du FFEM...) et la prise en considération des autorités traditionnelles au sein d'un comité des sages étant les plus significatives.

LES CORRIDORS MALAGACHES : QUELLES JUSTIFICATIONS ?

D'une volonté politique à une justification théorique

Même si les données scientifiques manquent (Carrière, sous-presse), le bon sens laisse alors la place aux connaissances scientifiques pour penser que la conservation de ces corridors est primordiale pour la préservation des espèces à Madagascar. Tous les scientifiques emploient le conditionnel pour évoquer le rôle présumé des corridors à Madagascar (Andreone *et al.*, 2000 ; Rasolonandrasana & Goodman, 2000 ; Goodman & Razafindratsita, 2001 ; Rasolonandrasana & Grennfell, 2003 ; Raheirilalao & Goodman, 2005). Tous mentionnent également l'existence de publications qu'ils qualifient de controverses, qui mettent en lumière les impacts négatifs potentiels des corridors. A Madagascar, le seul principe de précaution justifie la conservation de ces corridors alors que la richesse en espèces endémiques suffirait. En effet, même si l'on ne peut le prouver, ils assurent peut être un rôle de corridor écologique mais surtout ils représentent maintenant la majorité des espaces à conserver à Madagascar si l'on veut parvenir aux 10 % du territoire promis par le Président. Enfin, pour Hobbs (1992), la valeur réelle des corridors pour le déplacement des animaux reste incertaine mais il ajoute qu'il n'existe aucune preuve attestant que la présence de corridors aurait plus de désavantages que leur absence. Nous ne pouvons que nous rallier à son point de vue : l'insuffisance de données devrait être une incitation à en rassembler davantage et de meilleure qualité, plutôt qu'un réel argument contre les corridors (Carrière, sous-presse). Ceci est d'autant plus pertinent que des études récentes ont montré que le rôle positif ou négatif des corridors pouvait être lié au contexte et en particulier à la fréquence des perturbations. En effet, si les perturbations sont fréquentes, les corridors peuvent contribuer à réduire la fixation des allèles bénéfiques à une espèce tandis que si elles sont rares elles en augmentent la fixation (Orrock, 2005). A la vue du degré de perturbation des écosystèmes malgaches (www.wcs.org/humanfootprint/), de l'omniprésence de l'activité humaine dans les forêts restantes, on peut se demander s'il ne serait pas pertinent de tester ces hypothèses dans le contexte malgache dans des territoires cibles à Madagascar avant de promouvoir sans discrimination la même conservation de tous les corridors malgaches.

D'indispensables aux flux de gènes, les corridors sont devenus indispensables à la politique de conservation pour réussir le challenge de la Vision Durban. De conduits pour les animaux ils se sont transformés en habitats écologiques riches en espèces ce qui justifie doublement de les protéger. La définition des corridors devient en quelque sorte caduque puisque de toute manière, tout ce qui reste de forêt à Madagascar doit être conservé. Mais cette fonction de corridor apporte un argument supplémentaire pour justifier les actions de conservation et rechercher des fonds pour leur mise en œuvre. Preuve en est, les plans d'aménagement des futurs sites de conservation ne focalisent pas spécialement sur les territoires de quelques espèces clés qui utilisent ces corridors mais bien sur les habitats écologiques forestiers ou récifaux avec tout ce qu'ils contiennent. Pourtant, une large partie des auteurs attirent l'attention sur le caractère « *species-specific* » du rôle présumé de ces corridors et sur le fait que chaque situation doit être étudiée soigneusement (Primack & Ratsirarson, 2005). Au lieu de cela, l'approche corridor se généralise dans le pays. D'autres chercheurs montrent que les espèces peuvent réagir différemment à la fragmentation et à l'isolement par rapport aux grands blocs forestiers (Langrand & Wilmé, 1997 ; Goodman & Rakotondravony, 2000). De plus, aucun plan d'aménagement ne tend à faire un état le plus exhaustif et précis possible des

effets positifs et négatifs (bioinvasions par exemple) attendus de chacun de ces corridors. C'est comme si toutes les études ne servaient qu'à justifier un peu plus ces actions de conservation alors qu'il y a un besoin crucial de les utiliser pour aménager l'espace, conserver durablement et développer en même temps.

Une justification économique tout à fait aléatoire

La justification économique de l'extension des corridors malgaches traduit également un décalage entre les objectifs politiques des institutions concernées et la gestion effective des aires protégées. Ainsi, la mise en place des corridors comme composantes du nouveau système d'aires protégées malgaches a connu une avancée considérable durant l'année 2005. Rappelons que l'engagement d'atteindre 6 millions d'hectares d'aires protégées se fait en plusieurs étapes et sur plusieurs fronts. D'un côté, l'ANGAP a accru le nombre de ses aires protégées avant la fin de l'année 2005 et, de l'autre, plusieurs arrêtés de mise en protection temporaire ont été réalisés au premier semestre 2006. Dès la fin de l'année 2005, c'est pas moins d'1 million d'hectare supplémentaire qui sont mis sous protection dont plus de 80% concernent des corridors forestiers (le corridor d'Anjozorobe – Angavo – 52 000 ha, celui d'Ankeniheny-Zahamena – entre 425 000 ha et 510 000 ha selon les sources et la forêt de Makira⁷ - environ 350 000 ha). La superficie des corridors de l'Est de Madagascar devrait s'accroître dans les années qui viennent puisque aux corridors précédant devraient s'ajouter ceux de Marojejy – Anjanaharibe-Sud (400 000 ha), Ranomafana – Andringitra- Midongy (240 000 ha), Tsitongambarika (147 000 ha), Marovoalava (202 000 ha) et probablement Fandriana – Marolambo (superficie inconnue).

Pour autant, le financement de la conservation de ces corridors sous forme d'aires protégées n'a fait pas l'objet de discussions spécifiques ou alors elles sont réalisées *a posteriori*. Ceci est d'autant plus étonnant que la troisième phase du plan environnemental consacre une large partie à la problématique du financement durable (Andriamahefazafy *et al.*, 2007). La fondation malgache pour la biodiversité aurait pu jouer ce rôle mais les intérêts à percevoir par le *trust fund* finançant la fondation ont été calculés sur la base des coûts de fonctionnement de l'ANGAP avec une superficie actuelle de 1,7 million d'hectare. Or, sur la base d'un coût d'investissement de l'actuel réseau des aires protégées estimé à 3,81 US\$/ha la première année et des coûts annuels moyens de gestion des sites évalués à 1,08 US\$ par hectare, le coût de ces corridors peut être évalué à 3 millions US\$ la première année et presque à 1 million d'US\$ par an par la suite⁸.

Mais au total, c'est au minimum 1,8 million d'hectares de nouvelles aires protégées dont la justification repose sur la connectivité entre deux aires protégées existantes qui sont prévues ; ce qui représente un coût d'investissement initial évalué approximativement à 7 millions US\$ suivi de 2 millions d'US\$ de coûts récurrents annuels.

⁷ La forêt de Makira (Nord-Est) permet de relier le PN de Masoala et la RS d'Anjanaharibe-Sud et est présentée comme un corridor forestier par ses promoteurs : « *The biodiversity level of the Makira-system is expected to be among the highest in the country and, by extension of the world. In addition, the forests of Makira maintain connectivity between Masoala National Park and Anjanaharibe-Sud Special Reserve, providing an important genetic corridor between these two protected areas and ensuring the ecological integrity of one of the most diverse and intact areas of Madagascar* » (<http://www.wcs.org/international/Africa/madagascar/makira>).

⁸ Ces chiffres constituent d'ailleurs une fourchette basse compte tenu de la hausse du carburant ; les estimations de ces valeurs paramétriques ayant été réalisées sur la base d'un baril à 22 US\$.

Sachant que ces coûts de mise en place des corridors ne seront pas pris en charge par la nouvelle fondation pour la biodiversité, la question de la pérennisation financière apparaît cruciale mais largement sous-estimée. Pour les ONG de conservation qui sont à l'origine de cette démarche corridor, il leur appartient de mobiliser les financements étrangers pour garantir la pérennité économique de l'aire protégée. L'exemple de l'aire protégée Makira décrite dans l'encadré suivant reflète ce type de démarche.

Toutefois le processus de contrôle et de gestion de fonds, à supposer que ces derniers couvrent les coûts de fonctionnement de l'aire protégée, risque d'éloigner encore plus les populations locales des sources de financement. Il est en effet important de noter qu'il s'agit ici uniquement de montants liés au fonctionnement des aires protégées en tant que structures et pas du tout des coûts d'opportunité que subiront les populations locales par les interdits ainsi créés. Quelles seront les règles de compensation pour les paysans ? Quelles seront les règles de contrôle du maintien du couvert forestier nécessaire à l'obtention des

The Makira Forest Project Delivers Multiple Benefits

Joined by the Madagascar government and CI, the project found ways to provide reliable, long-term funding and sustainable management for the Makira Forest. Working with the project team, local farmers are using agroforestry techniques instead of slash-and-burn, a method that provides a larger crop-yield without the need to clear more land. Smarter use of fresh water also improved irrigation for lowland rice fields. Managing and patrolling the forest not only provides new jobs for local communities, it assures reliable protection for Makira as well.

Almost a decade ago the United Nation's Kyoto Protocol showed the international community how reduced CO₂ emissions could help slow climate change. Since then developing countries have found that CO₂ "offsets," like forest fire prevention or protecting woodland ecosystems, can attract foreign investment. As Madagascar's premier offset project, Makira shows that the world's emerging carbon market can boost the economies of poor countries by supporting the protection of their forests. In fact, CI and partner Winrock International calculated that Makira – now safe from deforestation – could stop more than 8 million tons of CO₂ from entering the atmosphere over 30 years.

Since its creation, the Makira Forest Project has attracted more than \$200,000 in contributions through CI's Conservation Carbon Program, from SC Johnson, Mitsubishi, the rock group Pearl Jam, the World Bank, USAID, and many others. CI itself is supporting Makira by offsetting its entire Washington D.C. headquarters' 2006 emissions, some 12,000 metric tons of CO₂. Over the next three decades this will help protect more than 1,300 acres of Makira's forest and thousands of plant and animal species found nowhere else.

(source : <http://www.conservation.org/xp/frontlines/protectedareas/07100601.xml>)

crédits carbone par exemple ? etc.

Toutes ces questions qui font déjà l'objet de débats parmi les institutions en charge de la recherche de financements pérennes à petite échelle, ne sont pas abordées dans les débats issus de la

Vision Durban. Quand on considère, à titre d'illustration, que la superficie du noyau dur du corridor d'Ankaniheny – Zahamena est estimée (par le décret l'instituant) à 180 000 hectares, soit 4,5 fois la superficie du PN de Ranomafanana, on peut penser que ces questions mériteraient pourtant d'être considérées avec la plus grande attention au moment même de la création de l'aire protégée dans un si vaste corridor.

CONCLUSION

L'approche corridor à Madagascar illustre bien le flou entretenu autour des savoirs scientifiques et du concept lui-même. Peu d'acteurs connaissent les difficultés de sa mise en application dans le domaine de la conservation et surtout ignorent les lacunes scientifiques en la matière et les éventuels effets pervers que les corridors peuvent induire. Cependant, les communautés scientifiques en écologie et les écologistes conservateurs ne subissent pas les mêmes pressions (économiques en particulier) et surtout n'oeuvrent pas du tout dans les mêmes directions. Avancées des connaissances scientifiques et rapidité d'action ne font jamais bon ménage. Ainsi, dans le discours des écologistes conservateurs et pour des besoins de légitimation de leurs actions, les conclusions à l'emporte-pièce et les phrases tournées au conditionnel ne sont plus guère de mise (Carrière, sous-presse).

Aujourd'hui, les priorités de conservation sur ces sites supposés jouer un rôle écologique apparaissent disproportionnées face aux alternatives proposées et aux modes de vie et de production à développer pour une conservation réussie compatible avec vers un développement durable de ces régions (Carrière, sous-pression). On constate à travers cet exemple malgache que bien souvent les attendus de conservation des futures aires protégées sous forme de corridor seront contradictoires avec les activités de développement. Par exemple, les voies de communication entre des pôles économiques de part et d'autres d'un corridor ont pour effet de le couper en deux voire de fragiliser les espaces et les communautés alors qu'elles contribuent en même temps à leur accessibilité par les touristes. On touche du doigt la difficulté de planifier des actions de développement sur la base d'un site choisi et identifié sur des critères seulement écologiques et rarement humains. Comment imaginer développer et conserver en même temps quand la ressource principale des communautés locales reste encore majoritairement dépendante des espèces qui se développent dans les zones à conserver ? La conservation des corridors dans ce cas apparaît malheureusement incompatible avec un développement durable de la région. Le projet n'a pas été conçu pour favoriser le développement il est et restera un projet de conservation dans lequel il sera extrêmement difficile d'expérimenter un quelconque développement durable. Dans le cas des Territoires de Développement et de Conservation par contre, la conservation est l'un des produits attendus des actions de développement planifiées dans un site choisi sur une base sociale et économique. Réellement intégrées, ces deux aspects du développement durable auront peut être plus de chance de s'articuler pour parvenir à un résultat tangible tant sur le plan écologique qu'économique.

Références bibliographiques

- Andriamahefazafy F., Andrianambinina D., Froger G., Méral P. & Rabearisoa A., 2006, Les corridors dans les dispositifs de conservation à Madagascar, Document de travail, ATI Aires protégées.
- Andriamahefazafy F., Méral Ph. & Rakotoarijaona J.R., 2007 – La planification environnementale : du concept à l'heure des bilans. In Chaboud C., Froger G. & Méral P. (eds) « Le développement durable dans les pays en développement : utopie ou nécessité. L'expérience de Madagascar », Editions Karthala, Paris (à paraître).
- Arnold J., Ollivier G. & Arvis J.F., 2005 – *Best Practices in Corridor Management*. World Bank, mimeo.
- Baudry J. & Merriam H.G., 1988 – Connectivity and connectedness : fonctionnal versus structural patterns in landscapes. *Münstersche Geographische Arbeiten*, 29 : 23-28.
- Beier P. & Loe S., 1992 – A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Soc. Bull.*, 20 : 434-440.
- Beier P. & Noss R., 1998 – Do habitat corridors provide connectivity ? *Conservation Biol.*, 12 : 1241-1252.
- Bennett A.F., 1999 – Linkages in the landscape : the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Cambridge UK.
- Bennett A.F., Henein K. & Merriam G., 1994 – Corridor use and the elements of corridor quality : chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biol. Conservation*, 65 : 155-165.
- Blondel J., Perret P., Maister M. & Dias P., 1992 – Do harlequin Mediterranean environments function as source-sink for Blue Tits (*Parus caeruleus* L.). *Landscape Ecology*, 6 : 213-219.

- Blondel J., 1995 – *Biogéographie. Approche écologique et évolutive*. Paris, Milan, Barcelone, Editions Masson, Collection d'Ecologie n°27.
- Boorman S.A. & Levitt P.R., 1973 – Group selection on the boundary of a stable population. *Theoretical Population Biology*, 4 : 85-128.
- Burel F. & Baudry J., 1999 – *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Londres, New York, Paris, Editions Technique & Documentation.
- Casse T., Milhøj A., Ranaivoson S. & Randrianamanarivo J.R., 2004 – Causes of Deforestation in South-western Madagascar: What Do We Know? *Forest Policy and Economics*, 6 : 33-48.
- Carrière S. Sous-pressé – L'urgence de la confirmation : le corridor forestier de Fianarantsoa (Hautes-Terres, Madagascar). *Etudes Rurales*, N° Spécial Madagascar.
- Fabos J.G., 1995 – Introduction and Overview : the greenway movement, uses and potentials of greenways. *Landscape and Urban Planning*, 33 : 1-13.
- Fabos J.G., 2004 – Greenway planning in the United States : its origins and recent case studies. *Landscape and Urban Planning*, 68 : 321-342.
- Fabos J.G. & Ahern J. (eds.), 1995 – *Greenways : the beginning of an international movement*. Elsevier, Amsterdam.
- Fahrig L. & Merriam H.G., 1985 – Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66 : 1762-1768.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1981 – Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 31 : 733-740.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986 – *Landscape ecology*. John Wiley and sons, New York.
- Forman R.T.T., 1995 – *Land mosaic. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Goodman S.M. & Rakotondravony D., 2000 – The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on Central High Plateau of Madagascar. *Journal Zoological*, 250 : 193-200.
- Hanski I. & Gilpin M.E. (eds.), 1997 – *Metapopulation biology, ecology, genetics and evolution*. Academic Press. San Diego.
- Harris L.D. & Scheck J., 1991 – From implications to applications : the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In Saunders D.A. et Hobbs J. (eds.) « *Nature conservation 2 : the role of corridors* ». Surrey Beatty, Sons, Chipping Norton, pp.189-220.
- Harris L.D., 1984 – *The fragmented forest : island biogeographic theory and the preservation of biotic diversity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Hess G.R. & Fischer R.A., 2001 – Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning*, 55 : 195-208.
- Hobbs R.J., 1992 – The role of corridors in conservation : solution at bandwagon. *Trends Ecol. Evolution*, 7 : 389-392.
- Langrand O. & Wilmé L., 1997 – 10. Effects of forest fragmentation on extinction patterns of the endemic avifauna on the central high plateau of Madagascar. In Goodman S.M. & Patterson B.D. (eds.) « *Natural change and human impact in Madagascar* ». Washington & London, Smithsonian Institution Press, pp.280-305.
- Levins R., 1969 – Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.*, 15 : 237-240.
- Levins R., 1970 – Extinction. In Grestenhaber M. (ed.) « *Some mathematical questions in biology : lectures on mathematics in the life sciences* ». American Mathematical Society, Providence, RI, pp.77-107.

- McArthur R.H. & Wilson E.O., 1967 – *The theory of island biogeography*. Princeton University press, Princeton, New Jersey.
- McCullough D.R. (ed.), 1996 – *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington, DC.
- Merriam G., 1991 – Corridors and connectivity : animal populations in heterogeneous environments. In Saunders D.A. et Hobbs J. (eds.) « *Nature conservation 2 : the role of corridors* ». Surrey Beatty, Sons, Chipping Norton, pp.133-42.
- Minten B. & Méral P., 2006 – *Commerce et environnement : impacts de l'exportation de maïs sur les forêts d'épineux du Sud-Ouest malgache*. Projet « Trade Liberalization », Rural Poverty and the Environment », WWF et Banque Mondiale.
- Myers N., 2003 – Conservation of biodiversity : how are we doing? *The Environmentalist*, 23 : 9-15.
- Ndubisi F., DeMeo T. & Ditto N.D., 1995 – Environmentally sensitive areas : a template for developing greenway corridors. *Landscape Urban Planning*, 33 : 159-177.
- Noss R.F., 1991 – Landscape connectivity : different functions at different scales. In Hudson W.E. (ed.) « *Landscape linkages and biodiversity* ». Island press, Washington DC, pp.27-39.
- Noss R.F., 1993 – Wildlife corridors. In Smith D.E. & Hellmund P.C. (eds.) « *Ecology of greenways : design and function of linear conservation areas* ». University of Minnesota Press, Minneapolis MN, pp.43-68.
- Pollini J. & Belvaux E., 2004 – *Note technique sur la mise en œuvre de l'approche « Territoires de Développement et de Conservation » à Madagascar*. Service de Coopération et d'Action Culturelle, Ministère des Affaires Etrangères Français, mimeo, Madagascar.
- Primack R.B. & Ratsirarson J., 2005 – *Principe de base de la conservation de la biodiversité*. Madagascar, Foundation MacArthur, ESSA, CITE.
- Pulliam H.R., 1988 – Sources, sinks, and population regulation. *Am. Naturalist*, 132 : 652-661.
- Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B. & Aubry C., 2001 – Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le Sud-ouest de Madagascar. Actes de l'atelier CNRE – IRD (8 au 10 Novembre 1999), Antananarivo.
- Rimmer P.J., 1995 – La nouvelle « scène infrastructurelle » de l'Asie Pacifique ; son émergence depuis le début des années soixante-dix. In Baye E. (ed.) « *Les corridors de développement dans la zone Asie Pacifique* ». Revue 2001 Plus, n°35, Centre de Prospective et de Veille Scientifique, Ministère de l'Équipement, des Transports et du Tourisme, pp.7-43.
- Rosenberg D.K., Noon B.R. & Meslow E.C., 1995 – towards a definition of biological corridor. In Boissonette J.A. et Krausman P.R. (eds.) « *Integrating people and wildlife for a sustainable future* ». The Wildlife Society, Bethesda, MD, pp.436-439.
- Saunders D.A., Hobbs R.J. & Margules C.R., 1991 – Biological consequences of ecosystem fragmentation : a review. *Conservation Biol.*, 5 : 18-32.
- Simberloff D. & Cox J., 1987 – Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1(1) : 63-71.
- Simberloff D., Farr J.A., Cox J. & Mehlman D.W., 1992 – Movement corridors : conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology*, 6 : 493-504.
- Thomas J.R., Middleton B. & Gibson D.J., 2006 – A landscape perspective of the stream corridor invasion and habitat characteristics of an exotic (*Dioscorea oppositifolia*) in a pristine watershed in Illinois. *Biological Invasions*, 8 : 1103-1113.

Wilson E.O., 1988 – The current status of biological diversity. In Wilson E.O. (ed.) « *Biodiversity* ». National Academy Press, Washington DC.

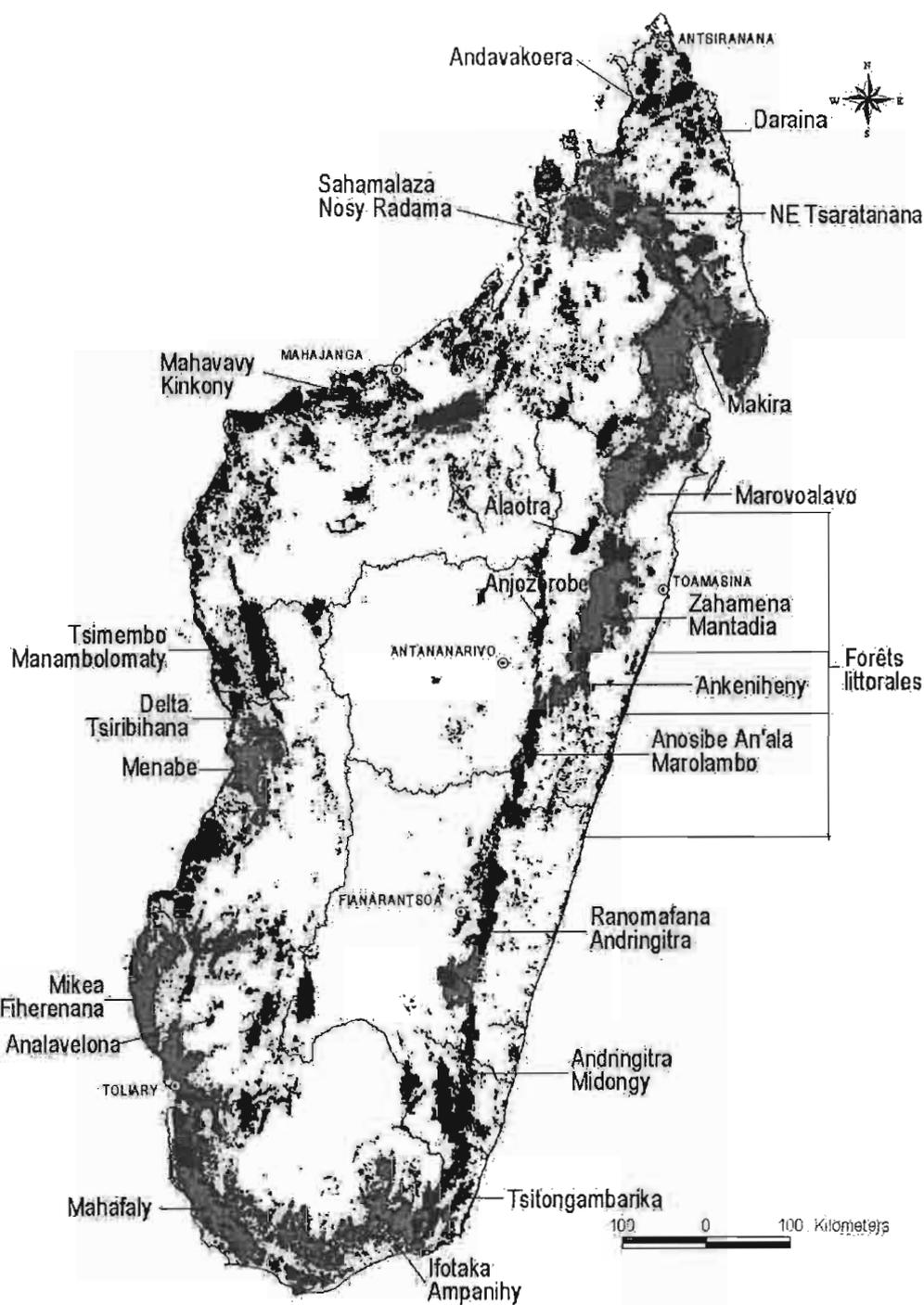
WWF, 2005 – *Rapport intermédiaire du Territoire de Conservation et de Développement Onilahy*. Rapport pour le Fonds de Solidarité Prioritaire Gestion Décentralisée des Ressources Naturelles, Service de Coopération et d'Action Culturelle, Ambassade de France à Madagascar.

Yu K, Li D. & Li N., 2006 – The evolution of Greenways in China, *Landscape and Urban Planning*, 76 : 223-239.

Zube E.H., 1995 – Greenways and the US National Park System. *Landscape and Urban Planning*, 33 : 17-25.

Carte 1 : Les forêts malgaches restantes et les aires protégées actuelles (en bleu) et à venir (Groupe Vision Durban. En rouge les prioritaires pour les futurs sites de conservation à Madagascar.

LES ZONES RESERVEES POUR SITES DE CONSERVATION



Sources : FTM, CI, WWF, WCS, ANGAP
Réalisation : Groupe Vision Durban, 16 sept. 2004.

- ⊙ Chef lieu de Province
- Aires Protégées actuelles (AP)
- Zones réservées pour Sites de Conservation (SC)
- Habitat naturel en dehors des AP et SC

Suivi des phénomènes bio-invasifs et de réhabilitation de la biodiversité des aires protégées : l'exemple de Moorea en Polynésie française

H. Chevillotte¹, E. Emmanuelli², J. Ferraris³; J. Florence¹,
R. Galzin², T. Mellado⁴, J.-Y. Meyer⁵, P. Peltre⁶.

1: IRD US-Biodival, 2: EPHE, 3: IRD-UR-CoReUs, 4: Université de Barcelone, 5: Délégation à la Recherche de Polynésie, 6: IRD LEA

Les îles océaniques éloignées sont caractérisées, de par leur origine géologique et leur isolement géographique, par une fragilité et un appauvrissement de la diversité biologique par rapport aux masses continentales, mais aussi par un endémisme plus ou moins prononcé. Les activités anthropiques sont illustrées en particulier par les espèces introduites dont certaines se révèlent envahissantes, constituant ainsi une menace pour la biodiversité, mais aussi par un impact de plus en plus fort de l'exploitation des ressources et de la modification des habitats naturels dus aux développements démographique et économique. La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) prévoit d'ailleurs un programme spécifique pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité des écosystèmes terrestres et marins insulaires. De nouvelles connaissances scientifiques sont cependant nécessaires pour porter un diagnostic sur l'état de la diversité biologique et suivre son évolution, notamment en regard des espèces envahissantes et/ou de la mise en place d'aires protégées.

En Polynésie française, l'île de Moorea, voisine de Tahiti (Îles du vent de l'archipel de la Société), est représentative d'une île haute, d'origine volcanique récente, relativement bien préservée mais soumise à une pression anthropique forte sur la frange côtière. Jusqu'à la seconde moitié du XIX^{ème} siècle, les Polynésiens ont principalement occupé les basses et moyennes vallées propices à leur agriculture de subsistance (*taro*, *mape*, arbre à pain et bananes) contrastant avec l'occupation Européenne qui a entraîné le reflux des populations vers la ceinture littorale, avec des contraintes importantes sur le milieu marin et un relatif soulagement sur les vallées.

Moorea, reste moins touché par les invasions biologiques que Tahiti où par exemple *Miconia calvenscens* (Melastomataceae) couvre plus de 75% de l'île, alors qu'à Moorea, seuls 20-25% de la surface sont concernés, représentant quelques vallées humides et les plus hauts sommets couverts d'une végétation dense quasi-monospécifique de *Miconia*. Le milieu terrestre subit d'abord la pression des espèces envahissantes et de l'extension de grandes cultures comme l'ananas. La biodiversité marine est quand à elle sous la menace du cumul des perturbations sur l'écosystème corallien, telles que l'anthropisation des rives, la pêche ou le réchauffement climatique avec pour conséquence la raréfaction des ressources.

Le Plan Général d'Aménagement (PGA) et le Plan de Gestion de l'Espace Maritime (PGEM) de Moorea proposent un zonage et une réglementation des usages de l'espace insulaire, mais seul ce dernier possède des Aires Protégées. Des inventaires scientifiques ont été réalisés afin d'évaluer l'état de la biodiversité et de comparer des zones soumises à différentes pressions anthropiques.

Afin de répondre aux questions posées par l'axe 1 "Les connaissances mobilisées pour l'action", l'étude du milieu terrestre tranche sur celle du milieu marin par l'absence d'un plan d'aménagement spécifique avec la mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) en 2004, mais représente une étape indispensable dans l'acquisition d'un savoir

global en vue d'une politique de conservation. Ainsi, les études menées sur la végétation de basse et moyenne altitude de Moorea le long de transects altitudinaux montrent des structures et des processus d'invasion différents en relation avec les facteurs mésoclimatiques et autoécologiques, mais ne fait pas apparaître de différences entre les modes de gestion des domaines public et privé. L'étude en milieu marin vise à comparer les AMP à des Aires Témoins afin de tester l'efficacité de la mesure de protection et proposer un protocole de suivi allégé. Le cadre de l'étude terrestre ne permet pas, à la différence du milieu marin, de rendre compte de la dimension temporelle des mécanismes en jeu. Mais la réflexion sur les deux écosystèmes est menée en parallèle afin de proposer des indicateurs de biodiversité nécessaires à la prise de décision, que ces derniers soient dictés par des objectifs de conservation ou de développement durable de la diversité biologique insulaire. Une attention particulière est apportée à la restitution des indicateurs via un Système d'Information Géographique afin d'illustrer les conséquences du moyen de communication sur l'expression même des indicateurs et sur leurs usages.

Aires protégées et lutte contre les bioinvasions : des objectifs antagonistes ?

Le cas de *Psidium cattleianum* Sabine (Myrtaceae) à Madagascar.

Stéphanie Carrière et Eric Randrianasolo

A Madagascar, la politique environnementale focalise sur la conservation de la biodiversité à travers la mise en place du SAPM (Système d'Aires Protégées à Madagascar) avec pour objectifs de tripler la surface des AP (Aires Protégées) en 5 ans (cf. déclaration du Président M. Ravalomanana en 2003 à Durban). La politique environnementale fait partie intégrante du Document Stratégique de Réduction de la Pauvreté malgache dans le but d'atteindre les Millenium Development Goals. Madagascar cristallise à ce titre de nombreux enjeux politiques et économiques dans le domaine de la conservation. La grand-messe bisannuelle de l'ONG emblématique CI¹ se tenait d'ailleurs, cette année et pour la première fois, non pas à Washington comme à l'accoutumé, mais à Madagascar.

La teneur de ce Symposium reflétait parfaitement les approches des politiques et des actions de conservation dans ce pays. Les objectifs inavoués étaient de convaincre, de se convaincre encore une fois de « faire de l'aire protégée » partout où la biodiversité demeure, sur la terre et dans les mers mais également de poursuivre la lutte contre le fléau de la déforestation. Aucun exposé, ni même référence aux autres problèmes environnementaux et en particulier au problème des bio-invasions pourtant si présent à Madagascar. Serait il trop compliqué de protéger et d'éradiquer en même temps ?

Conserver l'intégrité des écosystèmes dans les AP revient de manière générale à les protéger contre les agressions extérieures (collecte, chasse, exploitation, défriche, feux, agriculture...). Qu'en est il des menaces qui viennent de l'intérieur où de celles que l'on a « enfermées » dans les AP en les créant. En protégeant les forêts au sein des AP, l'on protège du même coup les espèces allogènes introduites par l'homme.

Au début du XX^{ième} siècle, Perrier de la Bathie (1928, écologue, botaniste) pensait déjà que les espèces exotiques qui interféraient avec les activités humaines ou qui étaient à l'origine de problèmes économiques devaient être considérées comme un problème. Cependant, les dommages qui pouvaient être causés à la végétation naturelle ne semblaient pas le préoccuper. Plus tard, d'autres botanistes établirent que les espèces exotiques voire envahissantes ne pourraient pas se développer dans une végétation à l'équilibre (climax) telle qu'une forêt dense primaire (Koechlin *et al.*, 1974) et considéraient que les espèces envahissantes ne peuvent s'épanouir que dans une végétation perturbée ou dégradée. Ce n'est que plus récemment que la question des plantes invasives a été reconnue à Madagascar comme étant un problème pour la végétation naturelle (Rauh, 1998).

L'introduction d'espèces allogènes est aujourd'hui considérée au niveau mondial comme la deuxième cause directe de perte de biodiversité après la destruction des habitats (MEDD, 2004). Une abondante et très ancienne littérature en écologie et en évolution est disponible sur le sujet. Les espèces invasives constituent dans le monde et

¹ Global Symposium « Defying Nature's End : The African Context », Conservation International, 20-24 June 2006, Antananarivo, Madagascar.

plus particulièrement sur les îles une menace pour tous les composants d'un milieu, des processus à l'échelle de l'écosystème (Vitousek & Walker, 1989), à la répartition de la biodiversité (Brown & Gurevitch, 2004) en passant par la structure des communautés (Gratton & Denno, 2005). Il conviendrait donc d'intégrer cet aspect dans les politiques environnementales au même titre que la déforestation et de penser des mesures de gestions propres à la menace sourde que constituerait la bio-invasion au sein même des aires protégées.

OBJECTIFS

L'objectif de ce travail a été d'étudier les conditions propices à l'établissement et au maintien d'une espèce invasive (*Psidium cattleianum*, Myrtaceae, goyave de Chine) mais utile, dans la zone périphérique sud du PN de Ranomafana dans le « corridor » Ranomafana-Andringitra, futur site de conservation. Comme A. Fournier l'a déjà précisé dans sa note pour l'ATI « on ne peut ignorer les périphéries... » car il existe des interactions fonctionnelles entre cet espace et les AP. De plus, nous pensons avoir trouvé dans cette zone des poches entièrement colonisées par le *P. cattleianum*, sortes de réservoirs anciens de diffusion de cette espèce. Le but est d'appréhender l'aire de répartition de la goyave de Chine dans la zone considérée, de connaître l'historique d'introduction, son évolution dans le temps et la diffusion de cette espèce dans l'espace. Cette étude tente surtout de mettre en lumière les conditions d'établissement et de survie de l'espèce au sein d'une forêt humide de moyenne altitude malgache, l'un des « hotspots » de biodiversité. Nous avons tenté de comprendre le rôle des animaux disperseurs de graines (homme, bovins et animaux sauvages du PN de Ranomafana) dans cette dynamique et les usages de cette espèce par les populations locales. Enfin, grâce à une enquête auprès des acteurs de la conservation, nous avons pu mesurer si les acteurs ont conscience de ce problème afin d'établir un lien avec la politique environnementale actuelle et les mesures entreprises pour lutter contre les bioinvasions.

DEUX SITES D'ETUDE ECOLOGIQUEMENT CONTRASTES

La zone d'étude se situe au Nord du corridor forestier de Fianarantsoa (Figure 1). D'une étendue de 261006 ha (PACT/DGC, 2003), ce corridor constitue une unité de paysage qui relie trois aires protégées : le Parc National de Ranomafana (41600 ha) au Nord et la Réserve Spéciale du Pic d'Ivohibe (17277 ha) au Sud, en passant par le Parc National d'Andringitra (31160 ha).

Ces recherches ont été menées dans deux sites : Ambendrana et Andrambovato. Le village d'Ambendrana est localisé dans la région nord-ouest du corridor dans la commune rurale d'Androy. La forêt envahie de *Psidium* a fait l'objet d'un transfert de gestion (LDI *et al.*, 2004 ; Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). Ambendrana, Fokontany Iambara et Amindrabe font parties de la zone périphérique du Parc National de Ranomafana (Figure 2) (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). Cette zone englobe tous les villages situés à l'intérieur d'une étendue de 3 km autour du périmètre du Parc National. Le village d'Ambendrana est inclus dans la zone périphérique même s'il est situé à l'extérieur car les habitants exercent des pressions sur l'AP et sur sa zone périphérique (PPNR, 1995).

Andrambovato (21°29'49''S et 47°25'39''E, 891m d'altitude, Figure 2), le deuxième site, est traversé par le chemin de fer FCE qui est la principale voie de communication et d'échanges commerciaux depuis près de 1930. Il est situé à 45 km de Fianarantsoa. Les forêts de ce deuxième site (Andrambovato, Ambalavero et Ranomena) sont gérées

par les communautés de bases de part leur statut de GCF (LDI *et al.*, 2003 ; Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004).

La région jouit d'un climat tropical d'altitude (MAEP/UPDR, 2003 ; Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). L'alizé austral de l'Océan Indien souffle perpendiculairement sur la côte Est et déverse son humidité sur les versants orientaux. La partie ouest de la zone d'étude est caractérisée par des sols ferrallitiques rouges/jaunes et rouges. Sur les hauts reliefs de l'Est, les sols ferrallitiques, pauvres et rajeunis dominent (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004).

La zone d'étude est incluse dans la zone bioclimatique du Centre-Est. La forêt dense ombrophile de moyenne altitude y est caractérisée par une strate supérieure composée d'arbres culminant entre 20 et 25 m de hauteur appartenant aux genres *Weinmannia* (CUNONIACEAE) et *Tambourissa* (MONIMIACEAE) (Koechlin *et al.*, 1974). En plus des formations naturelles, il y a aussi des reboisements, initiés entre 1935 et 1978, peuplés par des *Eucalyptus* spp. et *Pinus* spp. (Carrière & Randriambanona, sous-*presse* ; Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004).

Le corridor abrite une diversité faunistique exceptionnelle. En effet, il compte 12 espèces de lémuriers dont *Haplemur aureus*, une espèce emblématique, frugivore et endémique de cette zone. A titre d'exemple, 107 espèces de reptiles et d'amphibiens vivent dans la région dont une dizaine sont également endémiques. Le corridor abrite 101 espèces d'oiseaux dont 53 endémiques (Goodman & Razafindratsita 2001). Une partie de la richesse floristique de la région est attribuée aux rôles des vertébrés frugivores qui dispersent les graines tels que les oiseaux, les lémuriers et les chauves-souris. Ils peuvent conditionner la distribution des plantes et l'hétérogénéité des formations forestières (Howe, 1977). Pour ce qui concerne la communauté des frugivores, Madagascar est pauvre en espèces (Fleming *et al.*, 1987 ; Goodman & Ganzhorn, 1997). Seulement 8% des espèces d'oiseaux de la zone d'étude sont frugivores (Goodman & Ganzhorn, 1997). Néanmoins, parmi ces espèces frugivores certaines participent activement à la dispersion des graines des essences forestières malgaches et introduites voire invasives. De même, le nombre de Chiroptères frugivores de Madagascar est très limité comparé aux autres régions tropicales. La grande île ne dispose que de trois espèces de chauves-souris frugivores (Hutcheon, 2003). Pourtant, les Chiroptères tout comme les oiseaux frugivores jouent un rôle important dans le maintien des forêts tropicales (Cox *et al.*, 1992).

MATERIEL ET METHODES

L'inventaire écologique a pour but d'apprécier l'environnement favorable au développement de l'espèce, d'analyser la structure de la forêt, de vérifier s'il existe ou non une différence entre la formation colonisée par l'espèce étudiée de la région betsileo et de la région tanala, d'identifier le niveau d'intervention des animaux disperseurs de graines.

Pour les formations végétales dont l'abondance relative de *P. cattleianum* est supérieure à 50%, la distance entre les placettes est de 20 m. Mais celles dont l'abondance de l'espèce est inférieure à 50%, l'emplacement des placettes a été effectué tous les 100 m (Figure 3).

Figure 3 : Dispositif d'échantillonnage.

La méthodologie adoptée est fonction de l'abondance de l'espèce. Les formations ont été distinguées suivant l'abondance relative du *P. cattleianum* : (1) Dans le cas où cette abondance relative se situe entre 100 et 50%, les unités d'échantillonnage peuvent être soit des carrés soit des rectangles de 400 m². Le mode de compartimentation de chaque parcelle est inspiré de la méthode de Rajoelison (1997). Le compartiment d'une taille de 400m² correspond aux tiges² ayant un diamètre supérieur à 5 cm. Le compartiment de dimension 100m² (inclus dans le premier) correspond à l'étude des jeunes tiges de diamètre entre 5 cm et 1 cm et les régénérations naturelles (plantules) ; (2) Pour les formations dont l'abondance est inférieure à 50%, le compartiment d'une taille de 40 m x 40 m correspond aux tiges ayant un diamètre supérieur à 15 cm, le compartiment de 20 m x 20 m pour les tiges ayant un diamètre compris entre 5 et 15 cm, le compartiment de dimension 10 m x 10 m pour l'étude des jeunes tiges de diamètre entre 1 et 5 cm et les plantules.

Pour assurer une bonne représentativité, six placettes par formation (12 placettes de 400 m² et 12 placettes de 1600 m²) ont été inventoriées.

Les paramètres relevés sont : le nom de l'espèce et son type biologique, le diamètre à 1,30 m de hauteur (en cm), la hauteur totale (en m), la hauteur du fût (en m), les coordonnées des arbres suivant deux axes (x,y) en mètre, les diamètres des couronnes suivant deux axes (x,y) en mètre. Les espèces non identifiées sur le terrain ont été mises en herbier pour être identifiées à l'Herbarium de Tsimbazaza, Antananarivo. Tous les sites d'inventaire disposent de formations colonisées par le *P. cattleianum*. Dans chaque formation, la structure floristique a été analysée : composition, richesse (nombre d'espèces), la diversité floristique (répartition des espèces entre les individus) (Fournier & Sasson, 1983) et la structure verticale (agencement des végétaux suivant un plan vertical) qui permet de visualiser les différentes strates du peuplement (Gounot, 1969). Le profil structural permet de caractériser l'état de la formation végétale car il renseigne sur l'architecture, le recouvrement du sol et le remplissage (Guinochet, 1973). Le degré de recouvrement est en étroite relation avec la pénétration de la lumière. La structure horizontale est définie par la répartition des végétaux suivant le plan horizontal (Gounot, 1969) et permet d'évaluer l'abondance, la dominance, la fréquence relative et le biovolume (Dawkins, 1959).

Le taux de régénération a été calculé. C'est le pourcentage des individus en régénération (plantules) par rapport au nombre des individus semenciers (Rothe, 1964). Ce taux permet d'apprécier la vitesse de propagation de l'espèce étudiée. Certains auteurs affirment que la taille adulte de *P. cattleianum* est de 7 cm à 10 cm de diamètre (Boma, 1997). Mais d'après les observations sur le terrain, l'espèce commence à fructifier à partir de 2 cm de diamètre. Au cours de cette étude, nous prendrons comme individus semenciers, les tiges de diamètre supérieur à 2 cm.

Suivant l'échelle de Rothe (1964), l'espèce présente des difficultés de régénération si le taux de régénération est inférieur à 100%, la régénération est bonne pour un taux compris entre 100% et 1000% et très bonne quand le taux est supérieur à 1000%.

² Le *P. cattleianum* se reproduit de manière sexuée et végétative (par drageonnage, rejeton souterrain), lors de nos échantillonnages, il nous était impossible de distinguer les individus (génétiquement différents) des rejets (génétiquement identiques). Pour cette raison, dans ce travail, nous parlerons de tiges et pas d'individus.

Le but de cette étude a également été d'apprécier le degré d'intervention de l'homme et des bovins dans la dispersion des graines. La quantité de graines produites pendant la période de fructification a été estimée et complétée par l'enquête sur les quantités consommées par les populations locales et l'étude des circuits des bovins dans la région aux alentours du site et l'analyse des fèces des bovins. La quantité de fruits par pied pendant la saison de fructification a été estimée afin de dégager ensuite le potentiel de production de graines (recensement des fruits de 20 pieds et de 10 fruits par pied).

L'analyse permet de vérifier la contribution des bovins à la dispersion des graines. Dans chaque zone d'étude, 3 fèces dans chacun des 5 parcs à bœufs pris comme échantillon ont été analysés (15 fèces par zone). Pour connaître les conditions favorables au développement de l'espèce, les paramètres relatifs à l'habitat ont été notés : les coordonnées géographiques, l'altitude, la pente et l'exposition de chaque site. Les données ont permis de cartographier les endroits envahis.

Les informations récoltées ont été traitées avec le logiciel XLSTAT. Des analyses de variance (ANOVA) et des analyses en composantes principales (ACP) ont été effectuées.

LE PSIDIUM CATTEIANUM : ENTRE PESTE ET RICHESSE

Description botanique (Boma, 1997 ; Perrier de la Bathie, 1953)

P. cattleianum (Myrtaceae) est un arbuste ramifié connu sous le nom vernaculaire *goavitsinahy* ou goyavier de chine (Figure 4). Son écorce lisse est brun-rosâtre ou brun-grisâtre et se détache par minces plaques. Les feuilles coriaces, vert foncée et luisantes ont une longueur de 5 à 7 cm. Elles sont opposées et présentent une bordure entière. A l'état jeune, les feuilles sont glabres. Le limbe est obovale à la plus grande largeur au dessus du milieu et nettement atténué au coin. Les nervures latérales sont peu nombreuses et peu visibles. Le pétiole court, cylindrique a une taille de 0.5 à 0.8 cm.

Les fleurs ont de très nombreuses étamines blanches les faisant ressembler à de petits pompons. Elles sont solitaires, axillaires, pentamères, régulières et hermaphrodites. Les fleurs sont suivies de fruits qui sont des baies globuleuses rouge pourpre à maturité, de 2,5 à 5 cm de diamètre, renfermant une pulpe molle, blanche, assez parfumée et rafraîchissante. Les graines sont réniformes, dures et très nombreuses

Figure 4 : Caractéristiques de l'espèce

Une introduction volontaire et ancienne

P. cattleianum est un arbuste originaire de l'Amérique tropicale et subtropicale plus précisément les parties basses du Brésil (Parana à Sao Paulo) (Mauremootoo & Rodriguez, 2005 ; Brown, 2000 et Turk, 1995). C'est une espèce cultivée, elle est introduite dans plusieurs régions dans le monde pour devenir ensuite une espèce envahissante des plus redoutées : Hawaï, Polynésie, Ile Norfolk, Mascareignes.

P. cattleianum a été introduite à Madagascar depuis La Réunion par le botaniste André Michaux en 1802 (Turk, 1995 ; Binggeli, 2003) et dans la zone d'étude durant l'époque de la colonisation via l'exploitation aurifère.

Dans la région d'Ambendrana, le *P. cattleianum* est introduit volontairement par les colons exploitants miniers d'Ambohimalaza vers 1910, probablement pour se nourrir. L'espèce a été ensuite cultivée dans le village d'Andaobato par un ouvrier d'une carrière de mine d'or. L'espèce s'est donc propagée à partir des deux villages mentionnés ci-dessus qui se trouvaient à l'époque en forêt. Le village d'Ambohimalaza a été abandonné vers 1930 et l'espèce étudiée a commencé à envahir le lieu de notre premier site d'inventaire. Les hommes ont donc probablement joué un rôle important dans la dispersion primaire de cette espèce en consommant les fruits. Ces arbustes sont très fréquents dans les lieux d'aisance des villages aurifères (Blanc-Pamard *et al.*, 2005). L'espèce est très répandue dans cette zone (Carte 1).

Dans le deuxième site d'étude, l'introduction de *P. cattleianum* a eu lieu lors de la construction de la voie ferrée Fianarantsoa Côte Est. Les travaux effectifs de la ligne ferroviaire furent commencés en 1928 (La Presse coloniale, 1932). Le site d'inventaire de Mandikanamana qui est une ancienne route a été construit vers 1930. La piste a été mise en place en vue de permettre l'approvisionnement en engins mécaniques indispensables à l'exécution rapide de l'ouvrage. Actuellement, cette piste est transformée en une forêt à tendance monospécifique de *P. cattleianum*. De nombreuses stations écologiques sont envahies dans ce site également (Carte 2).

L'espèce s'est naturalisée dans les *savoka*³ aux environs de Maroantsetra, Sainte-Marie, Tamatave, Vatmandry, Ranomafana Ifanadiana, Fort-Dauphin sur la côte Orientale, et Nosy-Be sur la côte Occidentale. De ce fait *P. cattleianum* est plutôt une espèce de basse altitude. *P. cattleianum* est aussi plantée dans quelques jardins privés (BOMA, 1997).

Le Psidium cattleianum : une espèce multi-usage

P. cattleianum est une plante à usage multiple. Toutes les parties de l'espèce sont valorisées par les populations locales.

Le bois de service

P. Cattleianum est couramment utilisée comme bois de service, tout type de bois qui entre dans la construction de clôture ou abris, utilisé comme coffrage ou échafaudage (Ramamonjisoa et Ratefiarivelo, 1989 in Rasoamananjary, 1996).

La région d'Ambendrana est connue pour la fabrication de manches d'*angady* et de pilons principale activité rémunératrice (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). *P. cattleianum* fait partie parmi les matières premières utilisées. Presque la totalité des villageois d'Ambendrana fabrique et vend ces outils. De plus, le bois de *P. cattleianum* est également utilisé pour la fabrication de manche de couteau, manche de hache, de canne... Depuis la mise en place du transfert de gestion, la collecte de bois est réglementée. L'accès aux ressources est géré par la COBA. Le règlement intérieur autorise uniquement les prélèvements dans les zones d'utilisation contrôlées. La quantité prélevée est réglementée. Depuis la mise en place du GCF en 2001, l'exploitation des ressources à des fins commerciales est interdite (Blanc-Pamard &

³ Formation forestière secondaire.

Ralaivita, 2004). Seule l'exploitation pour les besoins ménagers est tolérée. En outre, les espèces de première qualité se raréfient d'après les spécialistes de la filière. En dépit des surveillances de la COBA, l'exploitation illicite persiste dans la zone de conservation à vocation de protection. La fabrication des manches d'*angady* et de pilons assure l'équilibre budgétaire pour le ménage en particulier pendant la période de soudure (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). La filière est considérée parmi les principales activités aux seins des systèmes de production. Les produits sont destinés à approvisionner les marchés de la région. L'écoulement des produits est assuré par des démarcheurs venant de Fianarantsoa qui achètent les marchandises à prix de gros.

Dans ce contexte d'interdiction et de contrôle, les villageois attribuent une valeur au *P. cattleianum*, abondant et de collecte autorisée. L'espèce est appréciée pour sa dureté, sa résistance et sa faible tension. Pourtant, son noircissement suite au contact avec l'eau la rend difficilement commercialisable sous forme de manche d'*angady*. En plus des produits destinés à la vente, une partie de la production est consacrée une utilisation familiale. Ce sont les espèces de première qualité qui intéressent les habitants. Or, le *P. cattleianum* est l'un des bois les plus résistants. Pour la fabrication de pilon, de manche de hache et de couteaux, les populations locales classent cette espèce au même niveau que les meilleurs bois tels que *Dalbergia* sp., *Weinmannia* sp., *Nuxia* sp. Sa dureté permet de gagner quelques mois d'utilisation de plus par rapport à certaines espèces comme *Mapouria* spp. et les *Psychotria* spp. A Andrambovato, l'usage de *P. cattleianum* en tant que bois de service est un phénomène récent. Depuis deux ans, face à la limitation de la collecte, les gens se tournent vers cette espèce exotique.

L'utilisation de ce bois est semblable dans les deux zones. Mais les villageois d'Andrambovato utilisent, en plus, ce bois dans l'édification des maisons et des clôtures. En outre, l'exploitation est uniquement destinée à l'autoconsommation, excepté la fabrication de clôture. L'étude statistique a révélé que seuls 15% des hommes produisent régulièrement des gaulettes et ils utilisent tous le *P. cattleianum*.

Les villageois d'Andrambovato ne rencontrent aucun problème pour collecter les produits ligneux, y compris le *P. cattleianum*. Les tiges de taille moyenne, utilisable sous forme de bois de service sont disponibles dans les forêts aux alentours du village. La production des gaulettes se fait par commande pendant la période de construction de maison ou en cas de besoins de construction de clôture. Pourtant, il arrive parfois que les gens venant de Fianarantsoa passent leur commande dans la région. Les produits sont livrés à la gare et ce sont les clients qui s'occupent de l'évacuation des produits par le train. Le gaulette est vendu de 10 Ar. à 20 Ar. la pièce. Même si l'utilisation du bois de *P. cattleianum* est nouvelle, elle est devenue courante grâce à la qualité de son bois.

Des fruits riches en vitamines

Les fruits de *P. cattleianum* sont très appréciés par les populations locales. Généralement, les fruits sont consommés frais. Ils contiennent 400 mg de vitamine C pour 100 g (Commission du Pacifique Sud, 1995), ce qui correspond à 17 fruits pour la zone d'étude. Cette vitamine C est bénéfique à la santé des gens et plus particulièrement à celle des enfants qui sont probablement les plus carencés. Ces derniers mangent environ 20 fruits par jour. Ces fruits sont également vendus dans les marchés et gares alentours.

Actuellement les populations locales commencent à étudier les différentes transformations possibles. Certains habitants utilisent l'espèce dans la fabrication de confiture et de vin traditionnel qui serait semble-t-il de très bonne qualité. Lors de la transformation, la fermentation de 7 litres de jus de *P. cattleianum* et 300 g de sucre pendant 6 jours produit 2 à 3 litres de vin. Les vins produits sont consommés par les ménages.

Durant la période de fructification, la commercialisation des fruits de cette espèce fait partie des activités rémunératrices pour les habitants du hameau d'Ambalanonoka, d'Ambalavao Antsinana et d'Iambara soit environ de 9,1% des ménages. Les produits sont vendus dans les deux marchés les plus proches et parfois évacués au marché de Fianarantsoa. La saison de fructification est subdivisée en deux périodes : la période de haute saison du mois de mars jusqu' à la fin du mois d'avril, les fruits de *P. cattleianum* sont très abondants. Les villageois récoltent les fruits aux alentours du village. Par contre, à la fin de la saison, les spécialistes de la filière sont obligés de collecter les fruits à la périphérie de la forêt.

Les fruits sont transportés dans des *garaba*⁴ ou dans des seaux plastiques vers les trois marchés. L'évacuation des produits au marché est assurée par le vendeur lui-même et ne nécessite aucun moyen de transport. C'est uniquement le transport vers le marché de Fianarantsoa qui nécessite l'aide des ouvriers. Le vendeur ramène 1 à 2 récipients (sceaux ou paniers) de fruits par semaine aux deux marchés les plus proches. La vente dans les marchés environnants est alternée par l'approvisionnement de la ville de Fianarantsoa qui est plus rentable que celle des deux autres marchés. Pourtant, faute de moyen de transport, les habitants préfèrent livrer leurs produits aux deux marchés les plus proches.

En pays tanala, ce sont les habitants de Ranomena et de ses environs qui s'intéressent à la vente des fruits de *P. cattleianum*. La vente est pratiquée par environ 23.6% de la population active. Le pourcentage des personnes qui s'intéressent à la filière est plus élevé par rapport à celle d'Ambendrana. La présence de la gare facilite l'écoulement des produits dans la région tanala. Les femmes et les enfants constituent les principaux acteurs de ce commerce. La vente de fruits de *P. cattleianum* est considérée comme une source de revenu supplémentaire durant la saison de fructification qui est plus avancée qu'à Ambendrana. Cette saison commence à la fin du mois de février et se termine au mois d'avril.

Les fruits de l'espèce étudiée sont disponibles autour du village. La cueillette s'effectue pendant très peu de temps. Les fruits sont ensuite emballés dans des petits paniers fabriqués localement (*garaba*). Ce sont les vendeurs eux même qui assurent la fabrication de ces paniers à partir des feuilles de *vendrana* (*Cyperus* sp. *CYPERACEAE*).

La vente a lieu à la gare de Ranomena, lors du passage de train de voyageur. En effet, le passage du train se fait deux fois par jour pendant trois jours de la semaine et seulement une fois par jour pendant le reste du temps. Chaque marchand vend en moyenne 1 à 2 paniers de fruits à chaque passage du train, mais certains arrivent à vendre jusqu'à 7 à 9 paniers lors d'un passage. Les fruits sont vendus au prix de Ar 100 le panier. Ces revenus servent à assurer l'achat des produits de première nécessité et à couvrir l'achat de vêtements et les frais médicaux.

⁴ Panier fabriqué à partir de Bambous.

Une espèce médicinale et mellifère

Le *P. cattleianum* est utilisée comme plante médicinale. Les populations locales utilisent les feuilles, les racines ou les fruits comme antidiarrhéique. La région dispose une grande potentialité en matière de plantes médicinales selon les études effectuées par Raharimiandra en 1995 et plusieurs essences autochtones ont les mêmes vertus que le *P. cattleianum* qui peut de se fait constituer un excellent substitut.

P. cattleianum compte également parmi les plantes mellifères de la région. Les fleurs sont visitées par les abeilles pendant les mois de novembre et de décembre. L'espèce fleurit pendant le *vakilalona* durant lequel *Weinmannia rutenbergii* (CUNONIACEAE), une essence mellifère importante pour la région fleurit également (Andriabololona, 2003). D'ailleurs l'un des sites envahis Ambohimalaza, était un ancien lieu de collecte de miel (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004).

Un espace fertile pour la pratique du tavy

Enfin, en pays tanala, les formations à tendance monospécifique de *P. cattleianum* font l'objet de culture sur brûlis. Suite à l'interdiction de l'extension des terres cultivées par le *tavy* dans les forêts naturelles par la COBA, les villageois d'Andrambovato défrichent ces formations envahies. Les sols couverts de cette espèce sont riches en matières organiques à cause de la dégradation des fruits et des feuilles mortes. De plus, la densité très importante de tiges dans ces formations (Photographie 1), procure une fois brûlées une grande quantité de cendres directement utilisable par les espèces cultivées et plus particulièrement le riz. Ces formations envahies constituent, selon les paysans tanala, un endroit idéal pour la culture sur brûlis. Une formation fortement colonisée par l'espèce étudiée peut avoir selon eux, le même rendement que la forêt naturelle. Cette pratique paysanne contribue au ralentissement de l'envahissement de l'espèce dans la région tanala mais également à la limitation de la déforestation des forêts naturelles dans et autour du PN Ranomafana.

Ces divers résultats montrent l'importance du *P. cattleianum* dans l'économie des ménages en particulier dans le contexte d'interdiction de collecte suite à la mise en place des GCF. Déjà organisée en filière, la vente et l'exploitation de cette ressource peuvent représenter une alternative pertinente dans ce contexte de conservation des espaces et des espèces.

DYNAMISME ECOLOGIQUE DU *PSIDIUM CATTLEIANUM*

Environnement propice à l'espèce et caractéristiques écologiques

La présence, dans les deux formations étudiées, de genres caractéristiques comme *Weinmannia* et *Tambourissa* mais également d'espèces pionnières et de lianes montre que l'on se trouve dans une forêt dense humide de moyenne altitude perturbée. Le Tableau 1 indique que les formations peu colonisées par *P. cattleianum* sont moyennement riches en espèce. De même, le coefficient de mélange indique que la formation d'Andambovato est la plus hétérogène.

Tableau 1 : Richesse et diversité floristiques des forêts pauvres en *P. cattleianum*

Site	Ambendrana (Betsileo)	Andrambovato (Tanala)
------	-----------------------	-----------------------

Diamètre (cm)	1 \leq D < 5	5 \leq D < 15	15 \leq D	1 \leq D < 5	5 \leq D < 15	15 \leq D
Nombre de Familles	26	24	12	39	36	27
Nombre d'espèces	56	41	18	86	81	56
Nombre de tiges	933	634	256	369	446	245
CM	1/17	1/15	1/14	1/4	1/5	1/4

Par contre, le Tableau 2 indique que le nombre d'espèces recensées dans la formation colonisées par le *P. cattleianum* est encore plus faible. De plus, il semblerait que les espèces des formations d'Andrambovato soient plus sensibles à l'invasion. Néanmoins, le coefficient de mélange reste élevé pour la formation d'Ambendrana et reflète l'homogénéité de la formation liée à la dominance de *P. cattleianum*. Le coefficient est particulièrement élevé pour les jeunes tiges, classes dans laquelle le *P. cattleianum* est très abondant.

Tableau 2 : Richesse et diversité floristiques des formations colonisées par *P. cattleianum*

Site	Ambendrana		Andrambovato	
	1 \leq D < 5	5 \leq D	1 \leq D < 5	5 \leq D
Nombre de familles	23	18	16	20
Nombre d'Espèces	44	35	27	31
Nombre de tiges	2603	719	860	286
CM	1/59	1/21	1/31	1/9

Les deux formations colonisées par le *P. cattleianum* ont une tendance monostate engendrée par les perturbations. La formation colonisée par *P. cattleianum* est occupée majoritairement par des espèces pionnières. La diminution du recouvrement de la formation favorise leur établissement. La formation d'Ambendrana qui présente le plus faible degré de fermeture du couvert, compte le plus grand effectif de tiges. Le *P. cattleianum* domine au niveau de l'étage inférieur et sa taille est comprise entre deux et huit m. Cette espèce parvient à développer une population dont les tiges représentent environ 80% (78,6% pour Andrambovato et 80,6% pour Ambendrana) du total des tiges de la formation végétale.

La structure verticale de la formation (Planche photographique 1) illustre la dominance de *P. cattleianum*. Cette espèce impose une population très dense qui contribue à supplanter les autres espèces. Ces clichés montrent que le recouvrement de la formation varie entre 75 et 85%. La densité en *P. cattleianum* induit un ombrage important qui entraîne une concurrence pour la lumière. Le *P. cattleianum* empêche ainsi l'installation des espèces pionnières natives héliophiles.

La fréquence relative du *P. cattleianum* dans la forêt d'Ambendrana montre que cette espèce est présente dans la formation peu colonisée. L'espèce est recensée dans 3 parcelles sur les 6 étudiées (Tableau 3). L'abondance de *P. cattleianum* diminue avec la distance à la formation colonisée. Il apparaît que l'installation de cette espèce est liée à la distance par rapport à la formation monospécifique considérée comme source de diaspores. La parcelle 5, la plus proche des formations colonisées par *P. cattleianum*, possède le plus grand nombre de tiges tandis qu'elle est absente dans la parcelle 12, la plus éloignée. La forêt d'Andrambovato n'est pas encore envahie par le *P. cattleianum*. De par son caractère pionnier, cette espèce héliophile supporte mal les milieux ombragés (Figier, 1991). Cela peut expliquer son absence dans la forêt d'Andrambovato qui dispose d'un bon recouvrement par les houpriers.

Tableau 3 : Fréquence relative du *P. cattleianum* dans la formation pauvre en *P. cattleianum*

Site	Ambendrana						Andrambovato					
Parcelle	5	6	7	10	11	12	1	2	5	6	9	10
Tiges de <i>P. cattleianum</i> / ha	272	144	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fréquence relative	50%						0%					

L'abondance relative de *P. cattleianum* dans la formation colonisée est très élevée (Tableau 4). Cette espèce dispose d'une vitesse de propagation remarquable. Le nombre de tiges s'accroît pour dominer son nouvel habitat. Seules les tiges de grand diamètre déjà installées avant résistent à la concurrence. La formation colonisée a une tendance monospécifique. Les tiges de faible diamètre sont très abondantes par rapport aux tiges de gros diamètre. *P. cattleianum* est un arbuste de petite taille, les tiges dépassent rarement 5 cm de diamètre. L'abondance des tiges de petite taille montre que la population est très dynamique. Même en dehors de son aire naturelle, l'espèce possède une grande faculté de développement et probablement d'adaptation.

Tableau 4 : Abondance relative du *P. cattleianum*

Site	Ambendrana		Andrambovato	
Diamètre (cm)	1 ≤ D < 5	5 ≤ D	1 ≤ D < 5	5 ≤ D
Abondance relative (en %)	84,0	31,0	82,4	31,8

A Ambendrana, les formations qui entourent la formation colonisée par *P. cattleianum* ont un degré de fermeture de couvert faible et laissent une grande partie de la luminosité descendre jusqu'au sous-bois. C'est la condition favorable au développement des espèces pionnières telle que le *P. cattleianum*.

Les résultats indiquent que les surfaces terrières de la formation d'Ambendrana sont très élevées par rapport à celles d'Andrambovato. Cette formation possède un nombre de tige élevé et occupe une grande partie de la surface (Tableau 5).

Tableau 5 : Surface terrière (dominance absolue) de la formation colonisée par *P. cattleianum*

Site	Ambendrana		Andrambovato	
Diamètre (cm)	1 ≤ D < 5	5 ≤ D	1 ≤ D < 5	5 ≤ D
G (m ² /ha)	31,2	26,5	20,6	10,0

Le Tableau 6 montre que la dominance relative du *P. cattleianum* à Ambendrana est plus faible qu'à Andrambovato. Cette dominance relative semble être inversement proportionnelle à la dominance absolue : l'augmentation de la surface terrière de cette espèce envahissante provoquerait la diminution de la surface terrière de la formation.

Tableau 6 : Dominance relative de *P. cattleianum*

Site	Ambendrana		Andrambovato	
Diamètre (cm)	1 ≤ D < 5	5 ≤ D	1 ≤ D < 5	5 ≤ D
G relative (%)	83,9	13,8	87,4	15,0

Plus de 98% des jeunes tiges ont un diamètre inférieur à 5 cm de diamètre. Le résultat reflète la dominance de *P. cattleianum* arbuste de petite taille, au diamètre maximum de 5 cm.

Figure 5 : Structure totale de la formation colonisée par *P. cattleianum*

Les différences entre les deux sites résident sur la taille des tiges. A Andrambovato, les tiges dépassent rarement 20 cm de diamètre (Figure 5). Le résultat confirme aussi le fait que la formation isolée d'Andrambovato semble plus vulnérable à l'invasion des pestes végétales.

Régénération naturelle

Les résultats sont similaires à ceux des tiges adultes : la formation d'Andrambovato n'est pas encore envahie par le *P. cattleianum*. A Ambendrana, 4 placettes sur les 6 étudiées sont envahies soit 66,7% des placettes. L'ouverture de la formation facilite l'installation de cette espèce héliophile.

P. cattleianum est de moins en moins abondante en s'éloignant de la formation colonisée par l'espèce. A Ambohimalaza, la parcelle 5 est la plus proche des formations colonisées par *P. cattleianum*, elle détient le plus grand nombre de tiges de l'espèce étudiée tandis que la parcelle 12, la plus éloignée n'en compte pas (Tableau 7). De même, à Ampanarivo, elle est déjà présente dans la parcelle 10 qui est la plus proche de la formation colonisée. L'abondance est donc inversement proportionnelle à la distance aux sources de graines (formation à tendance monospécifique de *P. cattleianum*).

Tableau 7 : Fréquence relative des plantules

Site	Ambendrana						Andrambovato					
Parcelle	5	6	7	10	11	12	1	2	5		9	10
Tiges de <i>P. cattleianum</i>	720	224	80	96	0	0	0	0	0		0	0
Fréquence relative	66,7%						0					

Les deux zones d'études sont favorables aux familles des *MYRTACEAE* et *RUBIACEAE*. A Ambendrana, ces dernières constituent respectivement 93,4% et 4,3% des tiges inventoriées ; à Andrambovato elles sont de 95,0% et 4,3%. Le *P. cattleianum* domine dans la régénération, seulement quelques espèces supportent la concurrence. A Ambendrana, la formation colonisée par *P. cattleianum* est caractérisé par : *Schismatoclada psychotrioides* (1,0%), *Mapouria angustifolia* (0,9%), *Syzygium emirnense* (0,8%) *Psychotria subcapitata* (0,8%). L'inventaire a révélé la présence des genres témoins de la dégradation de la formation (*Macaranga*, *Aphloia*).

A Andrambovato, le *P. cattleianum* partage son habitat avec *Mapouria angustifolia* (2,0%), *Saldinia* sp. (0,5%), *Chassalia ternifolia* (0,4%) et *Tambourissa purpurea* (0,3%). Les genres indicateurs de formation perturbée sont aussi présents, à savoir *Aphloia*, *Dombeya* et *Macaranga*.

Le résultat montre que contrairement à la formation pauvre en *P. cattleianum*, la formation colonisée par *P. cattleianum* à Ambendrana est riche en espèce par rapport à celle d'Andrambovato (Tableau 8). Il semble que les espèces des zones moins perturbées sont plus sensibles à la concurrence imposée par *P. cattleianum*. Privées de l'ambiance forestière, certaines espèces ont du mal à se régénérer.

Tableau 8 : Richesse floristique des plantules de la formation colonisée par *P. cattleianum*

Site	Ambendra na	Andrambo vato
Nombre de familles	25	22
Nombre d'espèces	47	34
Nombre de tiges	10946	5549
CM	1/233	1/163

l'hectare très élevé par rapport à celui de la formation pauvre en *P. cattleianum*. Ce nombre de plantules élevé montre le dynamisme de régénération de cette espèce (Figure 6).

Figure 6 : Abondance relative des plantules de *P. cattleianum* de la formation colonisée

Le nombre de plantules de *P. cattleianum* à Ambendrana est élevé par rapport à celui d'Andrambovato. Ce grand nombre de plantules confirme l'état dégradé de la formation. Les ouvertures occasionnées par les pressions sur la forêt sont favorables à la régénération.

Les résultats complètent les observations précédentes sur les jeunes tiges de *P. cattleianum* (très dynamique). Une fois installée l'espèce colonise l'espace. Les plantules de *P. cattleianum* entrent directement en compétition avec les jeunes tiges des essences autochtones pour bloquer les successions végétales.

Le cercle et la matrice de corrélation (Figure 7) indiquent que l'augmentation de l'abondance de *P. cattleianum* entraîne une diminution de la valeur du coefficient de mélange et un appauvrissement en espèces de la formation. Ce qui signifie que l'envahissement de l'espèce étudiée provoque une homogénéisation de la formation et aussi la diminution de la diversité floristique.

L'ACP étudie les liaisons des variables entre elles. Le résultat est montré par la Figure 8.

Figure 7 : Résultats de l'ACP, cercle de corrélation.

Figure 8 : Résultats de l'ACP, projection des parcelles

La dominance relative de *P. cattleianum* et le biovolume sont orientés dans deux sens opposés. Ceci indique que la dominance de cette espèce entraîne la diminution de la biomasse de la formation colonisée.

Enfin, la dominance relative de l'espèce est pratiquement indépendante du coefficient de mélange. La projection des parcelles sur le plan (Figure 8) permet de distinguer 4 groupes :

- **Groupes 1** : P3, P4, P5, P6 ; elles correspondent à des parcelles qui se trouvent à une altitude élevée avec une forte pente. Ce premier groupe est caractérisé par une dominance absolue et une abondance absolue élevées.
- **Groupes 2** : formé par les parcelles P1, P2 et P9. Ce sont des parcelles qui se situent à des altitudes relativement élevées et dont la pente est faible. Ce groupe est fortement colonisé par le *P. cattleianum*. Les parcelles sont caractérisées par une diversité floristique et un Coefficient de Mélange très faibles. Ceci montre l'homogénéité de la formation. De plus, les formations de ces parcelles sont très serrées⁵ et ont une dominance absolue élevée.
- **Groupes 3** : P8 et P10. Elles sont localisées dans les zones de basse altitude avec des pentes fortes. Ce sont aussi des formations fortement dominées par le *P. cattleianum*. Ce qui explique la faible richesse floristique et la répartition déséquilibrée des tiges au sein des espèces. Pourtant, l'abondance absolue et la dominance absolue sont faibles.

⁵ Formations dont l'effectif de population est élevé

- **Groupe 4** : P7, P11 et P12. Ces parcelles se trouvent sur des sites de basse altitude et de pente faible. L'envahissement du *P. cattleianum* est relativement faible dans cette formation. La formation végétale est diversifiée et relativement hétérogène. Par contre, le nombre de tiges relevées à l'hectare et la surface terrière sont faibles.

De part son caractère héliophile et pionnière, elle s'installe facilement dans les endroits dégagés et les ouvertures de la forêt causées par les perturbations naturelles ou d'origines anthropiques. Dans les zones d'étude, l'espèce s'implante essentiellement dans les endroits dégagés : autour des villages, au bord des routes, des pistes et du chemin de fer. Elle parvient même à s'implanter entre les ballastes de la voie ferrée. Le *P. cattleianum* semble mieux se développer dans les villages et les pistes abandonnées localisées en lisières de forêt où elle peut générer un peuplement à tendance monospécifique.

Si l'on considère les paramètres topographiques, il apparaît que le *P. cattleianum* s'accommode aux différentes altitudes et positions topographiques : sur les versants, sur les crêtes et dans les bas-fonds. Ces résultats permettent de constater que *P. cattleianum* a une large faculté d'adaptation. Elle affectionne en particulier les lisières de forêt où les tiges sont abondantes et relativement de grande taille. Cependant, la prolifération de l'espèce demande un bon accès à la lumière (tempérament héliophile). Aucune des formations colonisées par l'espèce étudiée n'est exposée au Sud. En effet, Madagascar est situé au pôle Sud, les sites exposés au Nord sont donc les plus ensoleillés que ceux au Sud.

Potentiel de régénération

Le taux de régénération permet d'apprécier la vitesse de propagation (Tableau 9).

Tableau 9: Taux de régénération du *P. cattleianum* de la formation colonisée par *P. cattleianum*

Site	Ambendrana	Andrambovato
Taux de régénération (%)	1008,1	1894,6

Ce taux est supérieur à 1000 dans les 2 sites ce qui confirme le dynamisme de ces populations. La régénération de *P. cattleianum* est très élevée d'après l'échelle de ROTHE (1964). D'autre part, le taux de régénération de la formation d'Andrambovato est nettement supérieur à celui d'Ambendrana. La région tanala semble plus favorable à la régénération de *P. cattleianum*.

Un grand potentiel de fructification et un mode de dispersion diversifié et efficace

P. cattleianum a un grand potentiel de fructification. La récolte effectuée au mois d'avril 2005 a révélé qu'un pied de cette espèce produit en moyenne 90 fruits par saison (± 37). Cette valeur peut s'élever jusqu'à 162 fruits pour certaines tiges. La production d'une grande quantité de fruits et de graines fait partie des conditions favorables à l'envahissement. Chaque fruit de *P. cattleianum* produit en moyenne 21 graines (± 5 ; N=200). L'étude effectuée par Pier en 2002 a montré que l'espèce peut produire jusqu'à 70 graines par fruit dans de bonnes conditions. Chaque pied produit donc en moyenne 1890 graines dans la zone d'étude.

La reproduction de l'espèce est assurée par les graines issues de la reproduction sexuée et la multiplication végétative. Généralement, les fruits vivement colorés dont le mésocarpe est charnu et juteux sont dispersés par les oiseaux et les mammifères. *P. cattleianum* présente ces deux caractères : les fruits sont colorés en rouge et leur mésocarpe est charnu, sucré et parfumé. La faune participe ainsi à la dispersion de ses graines et constitue un important facteur favorisant son établissement. Les graines sont dispersées dans les différents types d'habitats après un passage dans le tractus digestif des animaux. En avalant le fruit, ils assurent non seulement la dispersion des graines mais ils protègent aussi ces derniers la prédation et parfois stimulent même la germination.

L'homme joue tout au long des périodes de fructification un rôle important dans la dispersion du *P. cattleianum*. En outre, l'absence de latrines dans les villages favorise la dispersion. Les habitants se soulagent autour des villages dans les zones justement propices au développement de cette espèce où elle a d'ailleurs été observée en grand nombre.

La majorité des lémuriens recensées dans le corridor forestier Ranomafana Andringitra se nourrit des fruits de Myrtaceae : *Cheirogaleus major*, *Eulemur fulvus*, *Eulemur rubriventer*, *Hapalemur aureus*, *Hapalemur griseus*, *Microcebus rufus*, *Propithecus diadema*, *Variellia variegata variegata* (Birkinshaw & Colobow, 2003). Les lémuriens dispersent les graines dans leur territoire forestier. *P. cattleianum* fait partie de l'alimentation d'*Hapalemur aureus* qui compte parmi les espèces de Lémurien rare (CR) et endémique. Les propositions de lutte nécessitent donc des méthodes raisonnées en vue de ne pas pénaliser les espèces menacées du PN de Ranomafana. De nombreux lémuriens ont été observés se nourrissant au sein des zones envahies de *P. cattleianum* dans la zone périphérique parfois assez loin des limites du Parc. Ces sites semblent attirer la faune du Parc et pourraient contribuer à la dispersion de cette espèce invasive dans l'AP.

Au total, 14 espèces d'oiseaux identifiées dans la région sont frugivores (Viano, 2004), mais l'observation sur le terrain permet d'avancer que les principaux consommateurs de fruit de *P. cattleianum* restent *Coua caerulea*, *Hypsipetes madagascariensis* et *Alectroenas madagascariensis* qui effectuent également des aller-retour entre la forêt et les terroirs villageois de la zone périphérique.

Les forêts monospécifiques de *P. cattleianum* sont éloignées des zones habitées. Ces zones à l'abri de l'homme constituent un habitat idéal pour les sangliers (*Potamochoerus larvatus*). Ces espèces introduites font partie des animaux consommateurs de fruits de *P. cattleianum* et participent à la dispersion des graines dans la forêt. De plus, les perturbations induites par les activités de fouissages pourraient favoriser l'établissement du *P. cattleianum* (Huenneke & Vitousek, 1990).

Eidolon dupreanum est le seul Mégachiroptère présent lors de l'étude effectuée par Picot en 2005 dans cette région (Ambendrana et Andrambovato). Les fruits de *P. cattleianum* comptent parmi les fruits les plus consommés par cette espèce frugivore.

Enfin, les bovins font partie des principaux consommateurs de fruit de *P. cattleianum* dans la zone d'étude. C'est pour eux en certaines saisons, une alimentation courante. A Ambendrana, sur les 15 fèces récoltées dans 5 parcs à bœufs différents, 30% des graines appartiennent à *P. cattleianum*. Les fèces comportent en moyenne 45 graines (± 62) de *P. cattleianum* qui sont dispersées dans les pâturages et dans les terrains agricoles fertilisés par l'apport de fumier de ferme. Durant la période de fructification

de *P. cattleianum*, les bovins pâturent dans les bas fonds et les versants des vallées. Ainsi, les bovins disséminent ces graines des alentours des villages vers les bas fonds et les versants. L'observation des pâturages fréquentés par les bovins pendant la période de maturation des fruits de *P. cattleianum* confirme le résultat de l'analyse de fèces. Ces espaces sont peuplés de *P. cattleianum* à l'instar des sites qui ne sont pas fréquentés par les bœufs pendant cette période. L'utilisation du fumier dans la fertilisation constitue donc un facteur favorisant la dispersion des graines, le fumier issu des parcs de bovins étant à l'origine de la majorité des fertilisations agricoles (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004). En revanche, le pâturage étant interdit en forêt, il y a moins de chances pour que les bovins contribuent à la dispersion dans l'AP. C'était le cas autrefois (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004) avant la mise en place du décret de protection et cela pouvait ainsi contribuer à l'établissement du *P. cattleianum* dans des zones assez reculées en forêt. En effet, il est important de noter que notre site d'étude envahi du côté betsileo, Ambohimalaza était autrefois, une zone d'exploitation aurifère (Blanc-Pamard *et al.*, 2005). Le *mpanarivo* (contremaître) qui gérait ce chantier dans les années 1920 possédait un troupeau de plus de 50 têtes (Blanc-Pamard & Ralaivita, 2004), ce qui pourrait en partie expliquer l'efficacité de l'envahissement dans ce site.

Cette espèce pionnière, à croissance rapide impose une population très dense à la faveur de ses grandes facultés de reproduction. Cette espèce parvient à concurrencer les espèces autochtones pour l'accès aux ressources et à la lumière mais surtout en dominant les formations empêchant ainsi la régénération des espèces naturelles. De plus, *P. cattleianum* sécrèterait des substances allélopathiques⁶ ce qui empêche le développement des autres espèces (Mauremootoo et Rodriguez, 2005).

RESULTATS DE L'ENQUETE INSTITUTIONNELLE SUR LE GENRE *PSIDIUM* ET LA QUESTION DES INVASIONS BIOLOGIQUES A MADAGASCAR.

La diversité des points de vue sur ce point montre que les gestionnaires des AP et les biologistes-écologues sont les seuls conscients du problème généré par les bioinvasions car ils possèdent des éléments de réponse aux questions que nous leur avons posées. Selon notre enquête, une grande proportion (37% ; N=47) des acteurs de la conservation à Madagascar n'ont pas d'avis sur la question ou estiment que ce n'est pas un problème, sans réel argument. Pour autant, aucun des enquêtés n'a parlé de prime abord du problème des invasions comme menace pour la biodiversité à Madagascar. Ce résultat montre que les acteurs de la conservation ne se préoccupent pas de cette question, qu'elle n'est pas à l'ordre du jour de la politique environnementale malgache. Cet état de fait est vérifié par l'absence d'action sur le territoire malgache pour tenter de juguler ce problème, pourtant considérable aux yeux des spécialistes (Binggeli, 2003). Les menaces contre la biodiversité les plus souvent mentionnées sont par ordre d'importance : la pratique de la culture sur brûlis ou *tavy*, les exploitations forestières illicites, la chasse, la pauvreté des communautés rurales mais jamais les bioinvasions. Les espèces citées comme envahissantes sont toujours des plantes (*Bambusa* spp., le *Lantana camara*, le *Pinus* spp., l'*Aframomum* sp., le *Rubus moluccanus* et le *Psidium cattleianum*, *Philippia* sp.), jamais des animaux, ce qui ne reflète pourtant pas la réalité.

⁶ Relatif à l'allélopathie : Influence négative de produit du métabolisme de certaines plantes supérieures sur d'autres, qu'elles soient ou non en contact (Da Lage & Métaillé, 2000).

Les acteurs les plus concernés et intéressés sont les personnels de l'ANGAP (Association Nationale de Gestion des Aires Protégées) sur le terrain car ils vivent dans et de ces aires protégées. Pour ces gestionnaires, rencontrés soit à Antananarivo, soit dans le PN de Mantadia et de Ranomafana, la réponse est claire, les espèces envahissantes constituent une menace importante pour la biodiversité. Cependant, le mode de gestion non interventionniste des gestionnaires dans les AP à Madagascar leur interdit toute forme de lutte. Dans une AP « on laisse faire la nature ». Selon eux, le seul moyen d'éradiquer ces espèces serait la lutte chimique mais elle nécessite de gros moyens financiers qu'ils ne possèdent pas. Seules quelques actions de lutte mécanique par arrachage et par défrichage ont été entreprises en quelques endroits à l'extérieur des AP.

Toujours selon les gestionnaires de l'ANGAP, dans le corridor Ranomafana-Andringitra, la chasse aux lémuriers représente la principale menace après la culture sur brûlis ou *tavy*. Vient ensuite, l'impact des plantes invasives qui provoque un déséquilibre de l'écosystème et ainsi qu'une perte d'habitat naturel pour les espèces malgaches. Les plantes invasives occupent une part importante de l'AP, ce qui représente autant d'espace non disponible pour les espèces endémiques. « Ici, dans notre PN de Ranomafana, la principale plante invasive est le goyavier de Chine (*Psidium cattleianum*) ». C'est une plante envahissante qui domine certains espaces du PN. Les gestionnaires ont conscience que l'efficacité de reproduction de cette espèce est pour beaucoup dans son caractère invasif : « Elle se reproduit par multiplication végétative au niveau des ses racines et disperse ses graines grâce aux animaux frugivores ». Les gestionnaires nous ont révélés que dans la zone périphérique, les populations locales valorisent les fruits pour faire des confitures et des coulis qu'ils peuvent vendre. Selon eux l'installation du goyavier s'est faite lorsqu'en 1947. « Des réfugiés de rebellions se sont installés dans la forêt et y ont créé les conditions favorables pour l'installation du goyavier (défrichage, apport de graines...) ». Ils mentionnent que le goyavier est également présent dans le noyau dur. Des luttes ont eu lieu autrefois (déracinement, défrichage) sans réellement aboutir à un quelconque résultat.

Pour WCS (Wildlife Conservation Society), les plantes invasives sont réellement une menace pour la biodiversité. Notamment le *raketa mena* (*Opuntia stricta*) dans le Sud et Sud-Ouest de Madagascar (région de l'Androy) : il envahit la réserve du Cap Ste Marie. Cependant, ses fruits rouges sont valorisés par les populations locales pendant la période de soudure et par les animaux (dont le bétail). Ces animaux contribuent à sa prolifération en rejetant les graines par déjection. Les essais de lutte mécanique (déracinement et feux) sont difficiles à mettre en place. Il y a aussi le jujubier *Ziziphus jujuba* dans la forêt dense de l'Ouest, disséminée par les bovins. De même pour le sisal (*Agave sisalana*) qui est moins envahissante, qui a fait l'objet de plantations industrielles et dont la propagation fut très rapide. Le goyavier (*Psidium cattleianum*) : espèce héliophile serait moins envahissant que les deux autres. Dans l'est de Madagascar, le goyavier est mentionné car il poserait de sérieux problème quant à la réhabilitation des milieux forestiers dégradés, bloquant les successions forestières.

A plusieurs reprises, les personnes enquêtées ont mentionné la valorisation économique comme moyen possible de lutte (cas de l'*Opuntia*, de l'eucalyptus et du goyavier).

Tous les acteurs ayant des connaissances sur le sujet, savent que les plantes invasives sont une menace car elles entrent en compétition avec les espèces locales et empêchent ces dernières de s'établir ou de se régénérer. Le caractère invasif est lié au fait que ces

espèces se propage très vite soit en forêt soit en savane selon les espèces et qu'elles ont une croissance rapide. Très souvent, ces acteurs évoquent le mode de dispersion des graines de ces espèces qui est très efficace car de nombreux animaux les consomment, y compris les espèces endémiques protégées dans les AP. De plus, le lien entre espèces héliophiles et pionnières est établi. Lorsque les milieux sont perturbés, les espèces allogènes invasives trouvent des opportunités d'installation. Ces espèces sont considérées comme des indicatrices de milieux dégradés et/ou anciennement occupé par l'homme. Enfin, il ressort de cette enquête que, vu le manque de moyens pour entreprendre une forme de lutte mécanique ou chimique, le meilleur moyen serait de favoriser l'exploitation de ces ressources par les populations locales. Mais pour le moment rien n'est entrepris dans ce sens. D'ailleurs nombre de ces espèces, introduites pour leur utilité le plus souvent, sont déjà exploitées par les communautés rurales.

De nombreux acteurs disent ne rien savoir sur la question, la diabolisation permanente de la pratique de la culture sur brûlis et les tentatives actuelles du PEIII pour tenter d'éloigner les paysans de cet or vert, ne sont sans doute pas étrangères à cette ignorance. Une croyance qui consiste à dire que les plantes envahissantes existent mais ne rentrent jamais dans les forêts ressort également des enquêtes, ce n'est pourtant pas le cas. Cette réflexion est en général non fondée car même si cela peut être vrai pour certaines espèces, ce n'est pas le cas pour d'autres (Brown & Gurevitch, 2004). L'ONG CI est le seul acteur qui mentionne le problème des espèces invasives dans les AP marines. Le WWF a bien conscience de ce problème mais déplore qu'il n'existe aucune politique d'éradication dans le pays. D'autres acteurs pensent que comme les plantes introduites et invasives sont généralement valorisées elles ne constituent donc pas un réel problème. Il n'y a pas encore de lutte mais nous sommes en train d'y réfléchir, nous a-t-on dit sans grande conviction. De nombreux acteurs déplorent le manque de données et de recherches sur ces espèces et ces phénomènes de bioinvasion, préalables nécessaires à une action de lutte raisonnée.

DISCUSSION

Les plantes invasives affectent fortement les écosystèmes naturels à Madagascar (Binggeli, 2003). La majorité des formations herbacées sont d'ailleurs composées d'espèces exotiques. Les forêts par contre ne comptent qu'un petit nombre d'espèces invasives par rapport aux autres écosystèmes. Une des principales raisons évoquée serait la faible pression de propagules⁷, qui pourrait être induite par la présence d'espèces ornementales envahissantes, de jardins botaniques ou stations forestières à proximité des forêts naturelles (Binggeli, 2003). Ce constat pourrait évoluer dans l'avenir car les sites perturbés récemment par l'homme pourraient faire l'objet de nouvelles invasions.

Psidium cattleianum est actuellement classée comme l'une des espèces invasives les plus menaçantes pour les écosystèmes natifs de part le monde et plus particulièrement sur les îles (World Status 3, Binggeli *et al.*, 1998). Les effets écologiques qu'elle induit en bloquant totalement les successions végétales entraînent une diminution drastique de la biodiversité dans les sites totalement colonisés par l'espèce mais également dans les sites où celle-ci ne domine pas. Les perturbations à l'origine de l'installation de cette espèce invasive dans les sites d'études sont très anciennes (1910 pour Ambendrana et 1930 pour Andrambovato). Pourtant ces zones sont aujourd'hui toujours dominées par cette espèce. Les résultats montrent également qu'une fois installée, le retour à une

⁷ Mettre la définition de propagule :

évolution normale de la végétation est quasiment impossible. Brown & Gurevitch (2004) ont observé que des sites perturbés et envahis il y a plus de 150 ans dans le PN de Ranomafana n'ont pas encore recouverts leur diversité en espèces natives à cause de la dominance et de la persistance des espèces invasives telles que *P. cattleianum*. De même, les sites des anciens villages aujourd'hui abandonnés dans le PN de Ranomafana sont également toujours envahis par cette espèce (Razafimamonjy, comm. pers. ; Blevins, 1994). Ce n'est qu'à la faveur d'une destruction totale des peuplements invasifs, d'un contrôle de la régénération par les méthodes de la restauration que la succession végétale habituelle pourrait reprendre.

En outre les zones où domine l'espèce constituent d'excellents sites sources d'où l'espèce diffuse *via* ses propagules. Les espèces animales malgaches et endémiques, l'homme et le bovin viennent s'y nourrir participant ainsi à l'efficacité de sa stratégie de dispersion. Des lémurien ont été observés hors du PN à proximité des villages d'étude en train de se nourrir des fruits de goyaviers de Chine dans les zones envahies. Ils sont donc capables de parcourir des distances importantes pour se nourrir dans les sites où l'espèce domine. Dans le PN de Ranomafana, Overdorff (1988) a observé qu'un groupe de lémurien, *Eulemur rubriventer* peut passer 95% de son temps de recherche de nourriture sur des *P. cattleianum*. De même, cet auteur constatait en 1989, au cours d'une diminution de la fructification des espèces forestière que les lémurien parcouraient 4-5 km hors de leur zone d'approvisionnement pour consommer des fruits de *P. cattleianum*. Dans ces zones envahies, la densité de lémurien peut atteindre 100individus/ha alors qu'à d'autres saisons, la densité de lémurien en forêt est de 0.25/0.77 ind./ha (Overdorff, 1993). Les effets collatéraux de la dispersion secondaire autour de ces zones n'étant pas évalués.

La prise de conscience du problème lié aux invasions biologiques est très peu relayée à Madagascar. D'autres problèmes liés à la diminution de la biodiversité (déforestation, feux, érosion) l'emportent de loin quant aux efforts déployés par les politiques environnementales malgaches. Le sujet est tout simplement ignoré dans les publications récentes et dans les discours conservacionnistes à Madagascar (Global Symposium CI, 2006). Ce manque d'intérêt se traduit directement dans notre enquête par une non prise de conscience par les acteurs de la conservation à Madagascar, excepté les gestionnaires de terrains qui sont confrontés à ce problème au quotidien et quelques biologistes avertis. Pourtant le problème est réel (Binggeli, 2003).

Face à cette situation écologiquement préoccupante, les populations, elles, se réjouissent de la présence de cette espèce. En effet, elle rend de nombreux services au quotidien (bois d'œuvre, fruits, fibres, remèdes traditionnels...). De plus les zones envahies par le goyavier de Chine constituent d'excellent sites de défriches pour pratiquer le *tavy*. Les fruits, les feuilles et les tiges de ces peuplements monospécifiques très denses produisent une litière et une quantité de matière organique importante qui, une fois brûlée, fera de ce sol un site fertile de prédilection pour la culture sur brûlis. Les paysans établissent que ces parcelles produiront autant de riz qu'une parcelle défrichée sur forêt mature. Certains auteurs avaient pensés à intégrer lutte et production. En effet, dans le contexte d'une AP, où l'exploitation des ressources rares et/ou menacées constitue une limitation pour subvenir aux besoins, la ressource abondante et indésirable que constituent les espèces invasives pourrait être utilisée. Ce n'est aujourd'hui pas le cas au sein des AP, bien que dans les zones tampons où à proximité de celle-ci, une véritable filière s'organise autour du *P. cattleianum* comme en témoignent nos résultats. Si les AP doivent constituer des zones d'expérimentation

du développement durable, il faudrait alors réfléchir sérieusement à ce type d'alternative qui combinerait lutte intégrée contre les espèces invasives et production (fruits, bois d'œuvre, culture sur brûlis contrôlée comme moyen de lutte mécanique...). Ce type de lutte mécanique pourrait être suivit d'actions de restauration du milieu afin de favoriser l'établissement d'essences pionnières malgaches favorable à la régénération de la forêt.

Les zones envahies par le *P. cattleianum*, ne sont pas une aubaine pour les seules populations rurales et les animaux. En effet, les gestionnaires d'aires protégées avouent que grâce à ces sites, en période de fructification, ils peuvent assurer aux touristes des visites où les chances de pouvoir observer les lémuriens sont de 100%. Sans ces sites envahis de *P. cattleianum* ils reconnaissent que le PN de Ranomafana, serait bien moins attractif, populaire et aussi certainement moins rentable. Ces considérations, pourraient expliquer pourquoi dans le cas du PN de Ranomafana, aucune mesures d'éradication n'a été entreprise. On mesure là, la contradiction qui s'établit entre conservation de la biodiversité et rentabilité de l'aire protégée. Cette réputation dépend directement des chances d'apercevoir la faune ou pas. D'un coût écologique de la conservation, l'invasion constituerait là à un avantage économique ce qui est quand même l'un des buts de l'AP.

A Madagascar, de nombreuses invasions auraient pu être évitée si quelques mesures de précaution avaient été prises au moment même de l'introduction des espèces reconnues comme étant hautement envahissantes. Le cas de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*, Pontederiaceae) illustre le résultat de l'inaction suite à une détection précoce de l'espèce dans ce pays. Selon Binggeli (2003), les processus d'éradication chimique et mécanique sont impossibles à réaliser sur des espèces qui ont déjà largement diffusée à travers le pays. Il indique également que des programmes d'éradications pourraient être envisagés seulement s'ils ciblent les quelques espèces à large répartition spatiale, ayant un impact important sur les écosystèmes malgaches et si cette lutte est coordonnée avec les pays voisins dans la région.

CONCLUSION

Les phénomènes de bioinvasions débordent largement le cadre des AP. Ces dernières représentant des zones idéales de conservation de la biodiversité introduite au même titre que la biodiversité locale. Ce dilemme avait déjà été évoqué par Goodman (1995) à propos du rat et de la conservation de la faune des rongeurs malgaches. Comment éradiquer les uns et protéger les autres ? Les zones perturbées et/ou envahies avant le décret de protection, le resteront probablement encore longtemps, favorisant la dispersion et donc le maintien voire la propagation des essences envahissantes au sein même des AP. Nombre des espèces végétales invasives produisent des fruits à large spectre, intéressant un très grand nombre d'animaux disperseurs. Or dans les AP, les animaux frugivores sont nombreux et protégés assurant ainsi la dispersion de ces espèces invasives au sein des AP mais également de l'extérieur vers l'AP, ces derniers pouvant sortir à la recherche de nourriture. De même d'autres espèces frugivores (les chauves-souris endémiques qui nichent à l'extérieur des AP) peuvent venir dans les AP se nourrir de fruits d'espèces malgaches et du même coup apporter d'autres espèces invasives. Au regard de ces phénomènes de bioinvasions et des processus écologiques qui les sous-tendent, il est clair que l'AP ne peut être considérée comme un tout, comme un espace fonctionnant en vase clos. Au contraire, l'AP demeure indissociable des habitats écologiques et des espèces qui s'établissent en périphérie voire à l'extérieur de l'AP tant les interrelations écologiques entre ces espaces sont nombreuses et

déterminantes. De même, une AP porte les stigmates d'une histoire d'occupation du milieu. Dans la zone d'étude, l'histoire d'occupation de la forêt, les motifs qui ont poussé les hommes à s'y établir (exploitation aurifère) et leurs modes de vie (arboriculture fruitière et élevage bovins) (Blanc-Pamard *et al.*, 2005) ont contribué à l'introduction d'une espèce hautement invasive.

On voit avec cet exemple que s'il existe un coût économique à la conservation (manque à gagner pour les populations, coût de la mise en place des AP...) par le système des AP, on est bien là, face à un coût écologique. A vouloir protéger des forêts dont on ne maîtrise pas le vécu on s'expose à conserver des écosystèmes imparfaits avec leurs ennemis directs. Cependant, la question de l'éradication demeure tant les coûts et les bénéfices économiques et écologiques sont étroitement liés au sein de réseaux complexes.

Pourquoi ne pas combiner lutte intégrée et développement économique au sein d'une filière rentable et productive ? Dans ce cas là on voit que l'AP peut devenir un lieu d'expérimentation du développement durable : protéger les espèces rares et menacées, exploiter les espèces abondantes, invasives, qui se reproduisent vite au détriment des écosystèmes à conserver.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Andriambololona M.M., 2003 – *L'importance socio-économique et les possibilités de valorisation de l'apiculture dans la zone périphérique du Parc National Ranomafana*. Mémoire de fin d'étude ESSA Forêt, Université d'Antananarivo, 60p. + annexes.
- Binggeli P., Hall J.B. & Healey J.R., 1998 – A review of invasive woody plants in the tropics. *School of Agricultural and Forest Sciences Publication*, number 13. On-line publication. Bangor, University of Wales. <http://www.safs.bangor.ac.uk/iwpt>.
- Binggeli P., 2003 – Introduced and invasive plants. In S.M. Goodman and J.P. Benstead (eds.) « *The natural history of Madagascar* ». Chicago & London, The University of Chicago Press, pp.257-268.
- Birkinshaw R.C. & Colombown J.C., 2003 – Lemur food plants. In S.M. Goodman and J.P. Benstead (eds.) « *The natural history of Madagascar* ». Chicago & London, The University of Chicago Press, pp.1207-1220.
- Blanc-Pamard, C. & Ralaivita M., 2004 – *Ambendrana, un territoire d'entre deux. Conversion et conservation de la forêt. Corridor betsileo Madagascar*. France, GEREM-IRD-CNRE/CNRS-EHESS-CEAf: 86p.
- Blanc-Pamard, C., Rakoto-Ramiantsoa H. & Andriantseheno D., 2005 – *Foncier et territoires entre pouvoirs locaux et politiques publiques environnementales : pratiques, acteurs, enjeux (corridor betsileo, Madagascar)*. France, Rapport GEREM Fianarantsoa (IRD-CNRE), CNRS-EHESS-CEAf, ICoTEM Université de Poitiers, UR 168: 162p.²
- Blevins L.L., 1994 – *Invasiveness of the alien plant Psidium cattleianum during secondary succession following shifting cultivation in eastern Madagascar*. Thesis submitted to the graduate Faculty of North Carolina State University, Department of Forestry, Raleigh, 96p.
- Boma, 1997 – *Quelques fiches dendrologiques complémentaires des espèces endémiques et introduites de Madagascar*.

- Brown K.A. & Gurevitch J., 2004 – Long-term impacts of logging on forest diversity in Madagascar. *Proc. Natl. Acad. Sci.-Biol.*, 101 : 6045-6049.
- Brown K.A., 2000 – *Impact of nonnative plants on native and composition in Madagascar*. Parc National Ranomafana, 30p. + annexes.
- Carriere S. & Randriambanona H., Sous-presse – Biodiversité introduite et biodiversité autochtone à Madagascar : antagonismes ou complémentarité ? le cas de l'eucalyptus à Madagascar, *Bois et Forêts des Tropiques*.
- Commission du Pacifique Sud, 1995 – *La goyave*. Edition revue Fiche N°4, Stredder Print Limited, Auckland (Nouvelle-Zélande), 6p.
- Cox P.A., Elmqvist T., Pierson E.D. et Rainey W.A., 1992 – Flying foxes as pollinators and seed dispersers in Pacific Island ecosystems : a conservation hypothesis. *Conserve. Biol.*, 5 : 448-454.
- Da Lage A. & Métaillé G., 2000 – Dictionnaire de biogéographie végétale. *Dictionnaire de biogéographie végétale*. Paris, CNRS Editions, 579p.
- Dawkins H.C., 1959 – *The volume increment of natural tropical high-forest with special reference to Uganda*. Imp. For. Paper 34. Oxford, England.
- Figier J., 1991 – Le problème des exotiques envahissantes. *Bois et Forêts des Tropiques*, 229 : 33-34.
- Fleming T.H., Breitwisch R. & Whitesides G.H., 1987 – Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Ann. rev. Ecol. Syst.*, 18 : 91-109.
- Fournier A. & Sasson A. (eds.), 1983 – Ecosystèmes forestiers d'Afrique. Recherche sur les ressources naturelles XIX. Editions ORSTOM, UNESCO, Paris, 473p.
- Goodman S.M. & Ganzhorn J.U., 1997 – Rarity of figs (*Ficus*) on Madagascar and relationship to a depauperate frugivore community. *Rev. Ecol. (Terre vie)*, 52 : 321-329.
- Goodman S.M. & Razafindratsita V.R., 2001 – *Inventaire biologique du Parc National de Ranomafana et du couloir forestier qui la relie au Parc National d'Andringitra*. Antananarivo, CIDST, Recherches pour le Développement n°17, 243p.
- Goodman S.M., 1995 – Rattus on Madagascar and the Dilemma of Protecting the Endemic Rodent Fauna. *Conservation Biology*, 9(2) : 450-453.
- Gounot M., 1969 – *Méthode d'étude quantitative de la végétation*. Masson et Cie, Paris, 314p.
- Gratton C. & Denno R.F., 2005 – Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restor. Ecol.*, 13 : 358-372.
- Guinochet M., 1973 – *Phytosociologie*. Collection d'écologie 1, Paris, 227p.
- Howe H.F., 1977 – Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology*, 58 : 539-550.
- 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.
- Hutchoen J.M., 2003 – Frugivory by Malagasy Bats. In S.M. Goodman and J.P. Benstead (eds.) « *The natural history of Madagascar* ». Chicago & London, The University of Chicago Press, pp.1205-1207.
- Koechlin J., Guillaumet J.L. & Morat P., 1974 – Flore et Végétation de Madagascar. J. Cramer, Vaduz, 686p.
- La Presse Coloniale, 1932 – *Les grands travaux de Madagascar*. FCER, Madagascar, 21p.

- LDI, MINEF & USAID, 2003a – *Famindrampitatanana ny alan'Analamasoa Ambohipanarivo kaominina Androy*. LDI, Fianarantsoa.
- LDI, MINEF & USAID, 2003b – *Fifanekena fifamindram-pitatanana ny harena voajanahary azo havaozina ao Ranomena gare kaominina Ialamarina*. LDI, Fianarantsoa.
- MAEP/UPDR, 2003 – *Monographie de la région de Haute Mahatsiatra*. MAEP, Madagascar, 110p. + annexes.
- Mauremootoo J. & Rodriguez J., 2005 – *Global invasive species database*. Mauritian Wildlife Foundation & Invasive Species Specialist.
- MEDD, 2004 – *Stratégie nationale pour la biodiversité : enjeux, finalités, orientations*. République Française, 49p.
- Overdorff D., 1988 – Preliminary report on activity cycle and diet of the red-bellied lemur (*Lemur rubriventer*) in Madagascar. *American Journal of Primatology*, 16 : 143-153.
- Overdorff D., 1993 – Similarities, differences, and seasonal patterns in diets of *Eulemur rubriventer* and *Eulemur fulvus fulvus* in the Ranomafana National Park, Madagascar. *International Journal of Primatology*, 14 : 721-753.
- PACT/DGC, 2003 – Carte de la localisation du corridor forestier Ranomafana-Andringitra-Ivohibe. In Capitalisation des Acquis du corridor, CMP Fianarantsoa.
- Perrier de la Bathie H., 1953 – 152ème famille : MYRTACEAE. In « *Flore de Madagascar et des Comores* ». Typographie Firmin-Didot et Cie, Paris, 79p.
- Picot Manuel M., 2005 – *Etude de l'écologie du Megachiroptère Eidolon dupreanum et de son rôle dans la dispersion des graines en lisière du corridor forestier reliant les Parcs nationaux de Ranomafana et d'Andringitra*. DEA en Biologie, Ecologie et Conservation Animales. Université d'Antananarivo, Facultés des Sciences, Département de Biologie Animale. Programme GEREM Fianarantsoa (CNRE/IRD), 78p + annexes.
- PPNR, 1995 – *Plan d'aménagement et de gestion du Parc National Ranomafana*. PNRN, Madagascar, 143p. + annexe.
- Raharimiandra A.S., 1995 – *Etude ethnopharmacognosique des plantes médicinales de la région de Ranomafana Ifanadiana et ses environs*. Centre VALBIO Ranomafana Ifanadiana, 171p. + annexes.
- Rajoelison L.G., 1997 – *Manuel forestier n°5. Etude d'un peuplement : analyse sylvicole*. E.S.S.A., Département des Eaux et Forêts, Université d'Antananarivo, 26p.
- Ramamonjisoa et Ratefiarivelo, 1989 in Rasoamananjary, 1996
- Rauh W., 1998 – *Succulent and xerophytic plants of Madagascar. Vol. 2. Mill Valley*. Strawberry Press, California.
- Turk D., 1995 – *A guide to trees of Ranomafana National Park and centra Eastern*. Parc de Tsimbazaza, Botanical Garden and Zoological Garden and Missouri Botanical Garden, 329p. + annexes.
- Viano M., 2004 – *Rôle des pratiques paysannes Betsileo sur la dispersion des graines par les oiseaux en lisière du corridor forestier de Fianarantsoa (Madagascar)*. DEA Aménagement, Développement, Environnement. Université d'Orléans, Faculté des Lettres et Sciences Humaines. Programme GEREM Fianarantsoa (CNRE/IRD), 105p. + annexes.

LES AIRES MARINES PROTÉGÉES. UNE APPROCHE SPÉCIFIQUE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ?

**Christian Chaboud, Florence Galletti, Jocelyne Ferraris,
Ambroise Brenier, Gilbert David, Philippe Méral et Fano
Andriamahefazafy**

Regards disciplinaires sur les aires marines protégées. Les spécificités géographique, biologique, juridique, économique, des aires marines protégées et leurs conséquences en termes de gouvernance

**Gilbert David, Jocelyne Ferraris, Ambroise Brenier et
Dominique Pelletier**

De la diversité des aires marines protégées dans la France d'outre mer à une politique de conservation de la biodiversité littorale et marine

Regards disciplinaires sur les Aires marines protégées

Les spécificités géographique, biologique, juridique, économique, des aires marines protégées et leurs conséquences en termes de gouvernance

Chaboud Christian, économiste, UMR O63 C3ED
Galletti Florence, UMR O63 C3ED
Ferraris Jocelyne, **Brenier Ambroise**, biologistes écologues, UR CoRéus 128
David Gilbert, Géographe, US Espace;
Méral Philippe **Andriamahefazafy Fano**, économistes UMR O63 C3ED

Introduction

Dans la nébuleuse d'acteurs, de discours et de processus intervenant dans ce qu'est aujourd'hui la «gouvernance des aires protégées», sans doute faut-il extraire le cas des aires marines protégées AMP, du cas des aires terrestres. Par aires marines gérées/protégées ou en cours de protection, on renvoie à une *variété de zones ou d'espaces protégés existants ou en création aux niveaux marin et littoral* qui font l'objet d'une reconnaissance au niveau national. Ces AMP présentent des particularismes suffisants pour qu'on les distingue des aires protégées terrestres.

S'il existe une définition de l'aire marine protégée, fournie d'abord par le Congrès mondial de la conservation à Montréal en 1996 puis par l'IUCN en 1999, comme «tout espace intertidal ou infratidal¹, ainsi que ses eaux sous-jacentes, sa flore, sa faune, et ses ressources historiques et culturelles, que la loi ou d'autres moyens efficaces ont mis en réserve pour protéger en tout ou partie le milieu ainsi délimité »², on sait que le terme d'AMP est employé de manière générique, tel un modèle général, mais qu'il recèle une typologie plus complexe. Sans entrer ici dans cette typologie, deux cas au minimum doivent être distingués : les aires marines protégées qui ne concernent que le milieu marin (AMP pures) et les aires protégées marines et côtières (APMC) qui englobent à la fois une composante marine et une composante terrestre et qui sont une variante de l'AMP.

Ces AMP, dont l'effectif connaît une rapide croissance depuis une trentaine d'années dans les zones intertropicales³, compte tenu du retard accumulé pour protéger le milieu marin, sont issues à l'origine d'une préoccupation des disciplines biologiques face à l'érosion de la biodiversité marine (disparitions d'espèces mais aussi de la qualité de leurs habitats), face à la baisse

¹ Cf. le rappel de (Cazalet 2004.), intertidal qualifie la zone côtière entre la basse mer moyenne et la pleine mer moyenne, espace alternativement couvert et découvert par les marées, infratidal qualifie un substrat continuellement immergé.

² "Any area of intertidal or subtidal terrain, together with its overlying waters and associated flora and fauna, historical and cultural features, which has been reserved by law or other effective means to protect part of all of the enclosed environment"

³ 118 en 1970, 319 en 1980 (Silva et al. 1986), plus de 1300 en 1995 (Kelleher et al. 1995) dont 400 concernant les récifs coralliens (Salvat et al. 2002).

d'abondance générale des populations marines (Chaboud et Cury, 1998), face au manque d'efficacité supposée des modes de gestion conventionnels des pêches.

Une littérature spécialisée issue de ces disciplines discute de l'intérêt des AMP pour freiner l'érosion de la biodiversité, restaurer la qualité des milieux et les fonctions écosystémiques, de leur contribution possible à la durabilité des pêcheries, des méthodes pour les concevoir et en assurer la gestion (cf. par exemple Pelletier et al., 2004).

Dans le même temps, les grandes institutions internationales ont retenu un objectif d'extension des AMP jusqu'à 20 % des zones marines totales. Les états insulaires sont particulièrement impliqués dans cette dynamique. Ainsi lors de la dernière conférence mondiale sur les îles tenues à l'Ile Maurice en janvier 2005, le gouvernement de Fidji s'est-il engagé à mettre en AMP 30 % de sa zone économique exclusive à l'horizon 2020. Le 28 mars 2006 à Curitiba au Brésil, lors de la 8^{ème} conférence consacrée à la Convention sur la Diversité Biologique, les gouvernements de Palau, de Guam, des États fédérés de Micronésie, des Mariannes du nord et des Marshall se sont engagés sur des objectifs analogues dans le cadre du défi micronésien (Micronesian challenge). Le cas de Madagascar illustre également la traduction, à un échelon national, de la volonté politique d'établir un réseau ambitieux d'aires marines protégées, en sus du réseau terrestre, dans la ligne du Congrès des parcs de Durban en 2003.

Cependant, il est vite apparu que la question des AMP, outil de conservation, ne pouvait être traitée sans référence aux dimensions autres que biologiques et environnementales. En premier lieu, toute création d'AMP s'accompagne dans les populations riveraines d'effets induits d'ordres économique, géographique et social qui peuvent générer des recompositions territoriales et un nouveau jeu social, voire politique, qui relève des relations local/global. En second lieu, les AMP sont de plus en plus présentées comme un outil de gestion des pêcheries pour leur composante marine et aussi comme un laboratoire de la gestion intégrée des zones côtières (David, 1998). Enfin, par maints aspects, la naissance d'une AMP est le fruit d'un processus politique et juridico-administratif impliquant généralement les autorités nationales d'un État souverain ; mais aussi et de plus en plus de puissantes ONG internationales promouvant la conservation de la biodiversité, appuyés par des bailleurs de fonds internationaux comme le Fonds pour l'Environnement Mondial (Global Environmental Fund). Au final, ONG locales, nationales et internationales, coopérations rhizomiques, organisations inter-gouvernementales, tiennent désormais un rôle majeur dans la construction et le fonctionnement des AMP dans les pays en développement (Cazalet, 2005). Cette implication des ONG se retrouve également en milieu terrestre, mais elle y est plus ancienne, la création d'AMP ayant été longtemps jugée moins prioritaire.

Dans cette «course à l'AMP» et surtout à la *gouvernance efficace* des AMP, et par «gouvernance» on entend ici «mode de gouvernement», ou «manière d'assurer la gestion et la pérennité des territoires APMC», différentes disciplines sont impliquées mais pas de façons similaires, ni sur les mêmes aspects. Les sciences juridiques et économiques sont de plus en plus sollicitées pour *concevoir* des systèmes de gestion, les *inscrire* dans un contexte juridique et économique à diverses échelles (international, national, sous-régional, local), et pour évaluer le coût et les effets de ces AMP en termes de conservation et de développement économique d'acteurs différenciés. Les sollicitations sur ces deux disciplines augmentent puisque, outre les réseaux de sites marins et/ou côtiers gérés par l'Etat de manière classique, il existe des zones co-gérées avec des communautés locales et d'autres parties prenantes, des aires protégées privées gérées par leurs propriétaires etc.. Ces nouveaux schémas de gestion plus territorialisés (on n'hésite ici à parler de schémas décentralisés qui renvoient à une réalité administrative précise), qui font partie du mouvement visant à ramener la conservation par le bas ne sont que la dernière manifestation de la recherche de la gouvernance réussie de l'AMP. Par ailleurs, jamais les

disciplines de la bio-écologie ou de la géographie n'ont été si demandées pour effectuer le design des AMP, l'évaluation de leur efficacité (indicateurs d'évaluation et de suivi), et pour préciser les objectifs de gestion d'une AMP, et les inscrire dans des contextes d'AMP régionales, d'AMP en réseaux, ou préciser le concept de corridors encore peu usité sur le milieu marin.

Reste qu'au-delà d'une meilleure connaissance de la «gouvernance- gestionnaire» d'une AMP, des protocoles de fonctionnement des AMP, des indicateurs supposés renseigner, et qui déjà tardent à venir, et au delà de certains aspects de volontarisme, voire d'activisme en faveur des AMP, on voit bien que dans la réalité les contraintes qui gênent la mise en œuvre de systèmes de gouvernance d'AMP restent mal identifiées et analysées (Galletti, 2006^a, 2006^b). Pour être plus précis, les contraintes qui pèsent sur les schémas d'AMP institués ou à instituer sont nombreuses, mal connues des chercheurs, des usagers, des gestionnaires, des administrateurs ou même des décideurs politiques concernés, et mal expliquées en définitive aux acteurs de la société civile impliqués ou riverains de ces AMP. De même, les retombées de ces dispositifs d'AMP restent encore à évaluer, ouvrant un chantier de recherche important et jusqu'alors souvent évité. Dans le même temps, si les conséquences des AMP sur la conservation biologique paraissent positives - quand elles ont pu être évaluées-, les conséquences des AMP sur les populations usagers et riveraines sont discutées car souvent ambivalentes, et donc difficiles à justifier et à défendre...

Par souci de mieux comprendre et informer sur l'objet scientifique nouveau que sont devenues «l'aire marine» et ses modes de gouvernance dans les pays du Sud, nous traitons succinctement des AMP du point de vue géographique, écologique, économique et juridique autour d'un axe directeur : *la vision, par chaque discipline citée, de caractéristiques propres des AMP par rapports aux aires terrestres ; de ces caractéristiques découle un particularisme de la gouvernance de ces territoires marins ou APMC semi-marins et côtiers par rapport à la gouvernance de simple territoires terrestres.*

Les analyses présentées consacrées à la spécificité du marin-littoral-côtier proviennent d'une réflexion générale appuyée par la littérature montante, relative aux AMP. Elles tirent également profit des recherches déjà réalisées ou en cours dans la région du Pacifique et de l'Océan Indien, dont Madagascar, et concernant également les écosystèmes coralliens que croise souvent la mise en place d'une AMP.

I. L'AMP COMME OBJET DISCIPLINAIRE SPECIFIQUE POUR LA GEOGRAPHIE, L'ÉCOLOGIE, LE DROIT ET L'ÉCONOMIE

Apparaissent ou s'étendent dans les pays du Nord comme du Sud des parcs marins, réserves, sites classés patrimoine de l'humanité, sites Ramsar, réserves MAB de l'Unesco, réseau international de protection des récifs coralliens..., tous marins, en tout ou partie. Par aires marines et côtières, gérées/protégées ou en cours de protection, on renvoie finalement à une variété de zones ou d'espaces protégés existants ou en création aux niveaux marin et/ou littoral ; le géographe distingue ainsi trois types d'APM : les aires marines protégées (APM) qui ne concernent que le milieu marin, les aires marines et côtières protégées (APMC), qui englobent à la fois une composante marine et une composante terrestre, et les réserves de pêche. Il y a pour cette discipline des différences très nettes entre APM, réserves de pêche et APMC du point de vue de l'espace en jeu, des espèces à protéger et de la gouvernance. Par ailleurs en dehors des AMP statutaires, installées avec la volonté, l'autorisation, et la participation-contrôle des autorités publiques, il existe aussi des aires non enregistrées par le droit formel officiel mais qui sont connues ou tolérées, tel ce vaste ensemble constitué par les aires protégées privées ou volontaires (cas à Madagascar), ou les «réserves de

pêche traditionnelles », ou zones soumises à des tabous coutumiers visant à préserver la ressource biologique etc... que l'on retrouve anciennement dans l'Indo-Pacifique, l'Océan indien, et l'Océanie... Si elles ne font pas l'objet d'un mandat de gestion, elles existent de facto pour le droit et restent des cas d'études intéressants desquels toutefois des analyses généralistes ont parfois du mal à être extraites ; un de leur caractère, l'autochtonie, n'étant pas aisément exportable et reproductible dans d'autres régions. Toutefois parmi cette typologie des AMP, le cas de l'AMPC a certainement davantage retenu les auteurs de cette contribution. Les AMPC restent les plus complexes puisqu'elles relèvent au départ de l'écosystème marin mais qu'elles obligent à prendre en compte l'influence du littoral, et comprennent parfois aussi des réserves de pêche. Au-delà de l'objet qu'est l'AMP, qu'aucune discipline ne cerne complètement dans sa réalité, c'est de l'AMP comme objet disciplinaire spécifique pour la géographie, l'écologie, le droit et l'économie que l'on va traiter.

1.1. L'AMP comme espace naturel et lieu de processus spécifiques pour la Géographie et l'Ecologie

L'AMP, espace naturel et lieu de processus spécifiques pour la géographie

Sous l'angle ou les angles des disciplines de la géographie, comment rend-on compte de l'AMP ? Il est généralement reconnu quatre projets à la géographie : « *L'étude des paysages, l'étude des rapports Homme-nature, l'analyse spatiale et la description régionale* » (Patisson, 1964). Seuls les trois premiers concernent les aires protégées. Le paysage des AMP se distingue de celui des AP terrestres par d'une part sa structuration en deux plans spatiaux : la surface, et le fond sous-marin, d'autre part l'absence de composante anthropique permanente, les embarcations visibles en surface relèvent d'un paysage de l'éphémère, enfin par la moindre importance de la topographie dans la structuration des taxons paysagers. En effet, la connaissance de la bathymétrie fine des petits fonds qui caractérisent les AMP côtières est très incomplète, en raison d'un manque d'outils de mesure adaptés. Les taxons paysagers se composent donc uniquement d'informations relevant de la géomorphologie et de la bionomie, acquises par télédétection aérienne ou satellitaire accompagnée d'une vérité terrain. Si, depuis une quarantaine d'années, en géographie, le concept de paysage a tendance à se fondre dans celui de géosystème (Richard, 1989), l'évolution est plus achevée dans le domaine de la géographie du littoral (Corlay, 1995 ; 1998). Le géosystème établit ainsi un pont entre l'étude des paysages et l'analyse spatiale.

Considérer le littoral selon une perspective systémique permet d'appréhender toute AMP comme un mécanisme de création territoriale qui, à trois territoires *initiaux* (- l'habitat des espèces à préserver, peu ou prou assimilable au paysage de l'AMP, - l'espace des usages et pratiques mis en œuvre par les populations riveraines sur les ressources peuplant le futur site de l'AMP, - le territoire des géosymboles⁴ et des représentations que ces populations se font des ressources peuplant le milieu marin, de leur habitat et des usages qui en sont tirés), *surimpose trois nouveaux espaces et territoires* : - l'espace des usages et pratiques mis en œuvre par les populations riveraines sur les ressources peuplant l'AMP ; - le territoire de la réglementation se composant des zonages et espaces à usages réglementés instaurés par le plan de gestion de l'AMP, - le territoire des représentations que les populations riveraines de l'AMP se font de cette réglementation, des usages qui en découlent et des populations qui normalement devraient en bénéficier (David et al., 2006). Ce type de création territoriale est inhérent à toute aire protégée mais en raison des densités humaines plus fortes sur les littoraux et de la généralisation tant de la

⁴ J. Bonnemaison (1981) définit les géosymboles comme des lieux et des itinéraires que les hommes se sont appropriés au cours des générations et par lesquels leur culture s'inscrit.

pêche vivrière comme de la pêche commerciale, toute nouvelle création d'AMP suscite fréquemment plus de réactions de la part des communautés locales qu'en milieu terrestre. Dans ce contexte, l'approche géographique vise d'une part à analyser les dynamiques diachroniques et synchroniques entre ces six objets spatiaux associés à toute création d'AMP et d'autre part à analyser les relations entre l'AMP et son environnement. Apparaissent ainsi trois nouveaux objets spatiaux : le territoire terrestre des populations riveraines de l'AMP, l'espace des usages qui se concentrent en lisière de l'AMP, le nouvel espace halieutique créé par les aides à la pêche obtenus en compensation de la création de l'AMP (tableau 1).

Tableau 1 – Dynamique des objets spatiaux associés aux AMP

<i>Avant la création de l'AMP</i>		<i>Après la création de l'AMP</i>	
<i>Environnement site future AMP</i>	<i>site de la future AMP</i>	<i>AMP</i>	<i>Environnement AMP</i>
Territoire terrestres de populations riveraines P	Habitat des espèces à préserver P	Territoire de la réglementation C	Territoire terrestre des populations riveraines D Rg
	Espace des usages P	Espace des usages R	Espace des usages en lisière de l'AMP D I Rg
	Territoire des géosymboles et représentations associés aux espèces ressources, à leur habitat et aux usages P	Territoire des représentations relatives à la réglementation et aux nouveaux usages de l'AMP C	Espace halieutique généré par les mesures compensatoires à la création de l'AMP C

ESPACE : **P** : Permanence **C** : Création

USAGES : **I** : Intensification **Rd** : Réduction **D** : Diversification **Rg** : Régulation souhaitable **Rg** : Régulation parfois souhaitée par les communautés locales

D'une manière générale, La dimension temporelle revêt une grande importance pour décliner les rapports homme/nature et les processus de gouvernance qui leurs sont associés. Cette prise en compte de l'histoire constitue un héritage de la description régionale telle qu'elle était pratiquée dans la première partie du XX^e siècle. Elle conduit à montrer que les aires protégées ont été initialement conçue sur un modèle insulaire qui peu à peu se transforme en un modèle réticulaire, fondé sur les corridors écologiques. Favorisant l'accessibilité de la biodiversité et sa mise en valeur touristique, cette évolution est porteuse de nouveaux risques pour les aires protégées terrestres (Grenier, 2003). En mer, le modèle réticulaire s'est imposé de fait aux biologistes en raison de la «perméabilité» du milieu aquatique aux flux de larves et de juvéniles qui peuvent circuler sur de grandes distances portées par les courants. En revanche, en matière de gouvernance, les AMP ont été conçues sur le modèle des AP terrestres comme des discontinuités spatiales (Gay, 2003, David, 2003a). A terre, l'introduction par l'UNESCO du concept d'espace tampon dans ses réserves de biosphère dans les années 1970 puis la généralisation récente de celui ci conduit à réduire les discontinuités entre l'espace protégé et celui qui ne l'est pas. Dans le

cas des AMP, on note au contraire en mer une accentuation de la discontinuité, l'espace des usages en lisière de l'aire protégée étant l'objet d'une pression anthropique accrue sur les ressources : accroissement de l'effort de pêche mais aussi diversification des activités avec le développement du tourisme « plongée sous-marine ». Afin de limiter cette accentuation de la discontinuité en milieu récifal, il est généralement proposé la création d'un nouvel espace halieutique plus au large, *via* la mise en place de dispositifs de concentration de poissons (David, 1998).

Toutefois, lorsque la valeur monétaire de la ressource exploitée est élevée (exemple : les tortues), il est indispensable d'associer à la création de l'AMP une régulation de la pression halieutique sur les espaces marins en lisière pour éviter la surpêche sur les espèces protégées. Cette mesure doit être complétée à terre par la création d'activités génératrices de revenus, généralement considérés par les communautés locales comme la « juste rétribution » de leur implication dans la gestion de l'AMP. L'exemple du parc marin de Mohéli aux Comores montre que lorsque la gouvernance de l'aire protégée est efficace, il est parfois demandé aux gestionnaires d'étendre leur action à l'ensemble du territoire terrestre des communautés riveraines de l'AMP (David, 2003b). Auquel cas, la création d'une AMP se solde de fait par celle d'une aire protégée littorale et côtière, dans laquelle l'espace marin fait l'objet d'une gouvernance légale, légitime aux niveaux national et international mais parfois simplement tolérée au niveau local quand l'espace terrestre fait l'objet d'une gouvernance souhaitée au niveau local mais non reconnue, donc totalement informelle, aux niveaux national et international. L'intégration spatiale entre la terre et la mer au sein d'une même AMP est une orientation nouvelle, parfois mise en œuvre au niveau national pour promouvoir un produit touristique « aire protégée » qui soit le plus complet possible. En revanche, à l'international, la protection de la biodiversité s'envisage toujours selon une dichotomie essentielle entre marin et terrestre comme l'illustre les résultats des approches dites éco-régionales effectuées par le WWF et Conservation International. L'accent est plutôt mis sur l'identification de foyers de biodiversité et des relations spatiales pouvant exister entre eux. Dans ce contexte la prise en compte de la connectivité des récifs conduit aujourd'hui à inclure une dimension régionale dans la gouvernance des AMP. Ainsi dans l'océan Indien, la création d'un réseau régional des AMP fait actuellement l'objet d'un programme piloté par le WWF sous l'égide de la Commission de l'Océan Indien et financé par l'AFD, *via* le FFEM. Sous cet angle, la « régionalité » est facteur de réduction des discontinuités que forment les AMP par rapport au milieu environnant. Mais il arrive également qu'en cas de conflits potentiels entre deux états portant sur des ressources littorales ou marines (pétrole ou poissons), les AMP sont également utilisées dans une perspective régionale comme des marqueurs de discontinuité géographique, voire comme des facteurs d'accroissement de ces discontinuités lorsque l'AMP fait office d'espace tampon, politiquement neutre entre les deux états, la gestion de ce territoire frontalier étant dévolue à une ONG d'envergure internationale.

En définitive, résumer la spécificité des AMP pour le géographe revient à concevoir l'AMP selon les points suivants.

- Espaces d'interface entre les écosystèmes et socio-systèmes *du littoral*, les AMP sont au niveau local des discontinuités spatiales qui génèrent un nouvel usage du littoral -la conservation- et au niveau régional des génératrices de liens spatiaux.
- Au *niveau local*, toute AMP modifie la direction d'une partie des flux de matière et d'information qui circulent en zone littoral ou entre le littoral et l'océan ou les bassins versants. Elle constitue donc une discontinuité spatio-temporelle assimilable à un « gel » de l'espace dans le temps qui équivaut à un « gel » du temps sur cet espace. Cette discontinuité revêt quatre formes :

-L'AMP est avant tout un espace de gestion et de gouvernance qui se conçoit comme un système fermé, sans relation avec les bassins versants, et n'ayant que le minimum de relations possibles avec l'environnement socio-économique local, si ce n'est pour minimiser le braconnage ou en tirer des revenus (tourisme).

- L'AMP est un espace qui attire du point de vue du tourisme : concentration des hôtels en bordure (ex. Kenya) et plongée sous-marine.

-Vis-à-vis des pêcheurs l'AMP est un espace repoussoir (déplacement de l'effort de pêche vers d'autres espaces et d'autres espèces) mais aussi attracteur (effet lisière) pour les pêcheurs qui restent.

-Au niveau biologique, l'AMP est un espace émetteur de gamètes, de larves et de poissons. Le caractère pélagique des larves induit un saut scalaire entre le local et le régional

- Au niveau régional, les AMP sont créatrices de liens spatiaux matérialisés par les flux larvaires entre des AMP émettrices et des AMP réceptrices. Au gré des courants marins se crée donc un réseau de nature biologique entre les AMP d'une région.

- Un autre saut d'échelle local/régional est le fait des bailleurs de fonds et ONG internationales de la conservation qui promeuvent la structuration de réseaux régionaux de gestionnaires d'AMP.

Ce qui marque la spécificité des AMP comparées aux autres aires protégées terrestres, ce sont :

- une vulnérabilité vis-à-vis des dynamiques naturelles et anthropiques sur les bassins versants. Par exemple, dans les îles hautes aux bassins versants pentus (Île de la Réunion) et sur les littoraux dont l'intérieur des terres est largement déforesté (Madagascar), les lagons récifaux sont colmatés par les apports terrigènes ;

- une plus grande vulnérabilité vis-à-vis du milieu local que les AP terrestres. Les pêcheurs sont en effet moins pluriactifs que les chasseurs et sont généralement les principaux opposants à la création d'AMP ;

- avec comme conséquence que la pérennité des AMP passe par la mise en place d'une gestion intégrée littoral/bassins versants et d'une gestion intégrée du littoral de part et d'autre de l'AMP.

L'AMP, espace naturel et lieu de processus spécifiques pour l'Ecologie.

L'exemple des écosystèmes coralliens, particulièrement concernés par la problématique des AMP en raison du constat de dégradations des récifs coralliens et de l'impact des perturbations anthropiques sur les zones côtières tropicales (Wilkinson, 2004), permet de souligner trois éléments importants pour dégager une spécificité des AMP du point de vue écologique.

1- La relation entre la fragmentation des milieux et la biodiversité des écosystèmes et l'importance de la prise en compte de la connectivité entre les milieux.

A l'échelle régionale, les communautés de la plupart des îles fonctionnent en métapopulation, c'est à dire que les différents peuplements rencontrés d'une île à l'autre sont clairement définis dans l'espace. Les facteurs qui expliquent ces différences sont la position géographique de l'île (gradient de biodiversité décroissant d'ouest en est dans le Pacifique et d'Est en Ouest dans l'Océan Indien), le type d'île (île haute ou atoll, île grande ou petite, atoll fermé ou ouvert) qui jouent sur la diversité écologique des écosystèmes. La biodiversité des communautés de poissons, végétaux et invertébrés, dépend en effet de la région biogéographique mais aussi de l'isolement et de la taille de l'île. A l'échelle locale, le facteur principal structurant les peuplements est l'habitat,

dont le degré de fragmentation est particulièrement prononcé de par la structure des récifs coralliens : récifs frangeants, intermédiaires et barrières, pente externe, lagon de fonds meubles, patates de corail isolées. Les plus grandes différences existent ainsi entre les peuplements de poissons des pentes externes de l'île (donc dans l'océan) et ceux des lagons. En termes d'habitats, les pentes externes des îles sont plus comparables entre elles, soumises directement au processus de recrutement larvaire (larves océaniques) et moins directement aux pressions anthropiques des activités côtières. Elles sont ainsi intéressantes pour les suivis à long terme visant à étudier l'impact du changement climatique (Adjeroud et al., 2005). L'écosystème corallien regroupe de plus différents milieux caractéristiques interconnectés (herbiers, mangroves, récifs, passes) qui constituent un réseau d'habitats essentiels au cycle de vie des espèces (reproduction, alimentation, croissance, refuge) et qui représentent autant de zones de pêche potentielle et spécifique. Cette diversité d'habitats explique les grandes richesses et diversité des espèces des écosystèmes coralliens.

Le phénomène de la dispersion larvaire est une caractéristique spécifique aux AMP et un point essentiel à leur création pour des fins de gestion halieutique. Outre le principal effet attendu d'une AMP, soit la restauration du stock reproducteur à l'intérieur de la zone non soumise à la pêche, un des effets souhaités est l'exportation de la biomasse des espèces ciblées par la pêche à l'extérieur de l'AMP. Le cycle de vie de la majorité des espèces marines est en effet divisé en deux phases bien distinctes : une phase relativement sédentaire qui concerne les juvéniles et les adultes, et une phase pélagique qui se déroule dans l'océan et qui concerne les œufs et/ou les larves (Brothers et al., 1983). Ce phénomène de dispersion larvaire doit être pris en compte lors de la création d'AMP car il va conditionner l'influence d'une population locale sur le taux de «repeuplement» des populations éloignées. D'autre part, cette population locale va être grandement influencée par le recrutement de larves provenant d'autres populations (Shanks et al., 2003), compte tenu du degré de connectivité entre les zones. Cette caractéristique du milieu marin explique les faibles taux d'endémisme et d'extinction d'espèces dans les écosystèmes marins comparés aux écosystèmes terrestres.

Une imbrication de facteurs locaux et globaux explique donc la diversité et la structure des communautés marines et finalement leurs caractéristiques de stabilité et résilience aux perturbations naturelles et anthropiques. De la taille et de la distribution spatiale des AMP va dépendre le degré de protection des communautés biologiques à l'intérieur des réserves et l'influence de ces AMP sur les zones adjacentes. Outre cette connectivité accentuée dans le milieu marin de par la fragmentation des milieux, la dispersion larvaire et les habitats essentiels liés au cycle de vie des espèces marines, il existe de plus des échanges importants de substances nutritives entre les écosystèmes adjacents tels que les mangroves et les récifs coralliens par exemple et des interactions fortes entre les zones pélagiques et benthiques ou entre la côte et les eaux côtières. Il est important de ne pas négliger ces aspects lors de la création d'AMP. Une AMP n'empêchera cependant pas les sédiments, les pollutions ou les espèces invasives de pénétrer dans la zone protégée (Allison et al., 1998 ; Boersma and Parrish, 1999 ; Simberloff, 2000). Une gestion plus large, telle qu'une gestion intégrée du littoral, prenant en compte notamment les bassins versants, est nécessaire pour prévenir l'ensemble des perturbations qu'il est possible de recenser en relation avec une APMC. Ainsi les AMP proposées dans le cadre du Plan de Gestion de l'Espace Maritime de Moorea en Polynésie française constituent un réseau de huit AMP réparties tout autour de l'île et à proximité des passes, chacune couvrant un gradient d'habitats depuis la côte jusqu'au récif barrière des lagons. Elles s'intègrent dans un zonage plus général visant à réguler les différents usages de l'espace marin, tels que les activités de pêche récifo-lagonaire, le nourrissage des requins, le développement des infrastructures hôtelières sur

pilotis ou le mouillage de la navigation de plaisance. Le PGEM concerne cependant uniquement la gestion de l'espace marin et les AMP subissent de nombreuses perturbations dues aux activités terrestres.

2- La relation étroite entre échelle spatio-temporelle, processus biologiques et perturbations

L'espace représente le facteur principal structurant les communautés des écosystèmes coralliens, d'où l'intérêt d'une gestion spatialisée. Le deuxième facteur est le temps, dont il est essentiel de comprendre la relation avec l'échelle géographique et les processus biologiques concernés. Les effets attendus d'une AMP ne seront en effet pas les mêmes suivant ces échelles et ces processus. La variabilité interannuelle est dictée ainsi par les phénomènes météorologiques mondiaux (effet de serre) alors que les variabilités à pas de temps plus court s'expliquent par les cycles nyctéméraux, lunaires ou saisonniers. Les fluctuations interannuelles sur les pentes externes semblent ainsi régulées par les grands événements météorologiques destructurants tels que les cyclones, alors que les perturbations locales (phénomène de plus en plus fréquent de blanchissement de corail) sont plus facilement absorbées et régulées par l'écosystème. Il est également essentiel, dans cette interaction espace-temps, de prendre en compte les migrations liées au cycle de vie des espèces marines : migrations génésiques, migrations ontogéniques et migrations trophiques. Les migrations génésiques consistent en un rassemblement d'espèces dans certains sites privilégiés à certaines périodes pour la reproduction. On peut citer l'exemple du rassemblement pour la reproduction du petit chirurgien *Ctenochaetus striatus* dans les lagons, et du mérrou *Epinephelus microdon* dans les passes (Galzin et Harmelin-Vivien, 2002). Les migrations ontogéniques correspondent à un déplacement de cohortes (ensemble d'individus de même âge) au cours de la croissance, comme *Ctenochaetus striatus* à Moorea en Polynésie française dont il existe une distribution préférentielle des classes de taille sur les récifs (Galzin et Harmelin-Vivien, 2002). Les migrations trophiques correspondent à un déplacement orienté d'un groupe d'individus entre deux habitats distincts pour s'alimenter. Il est donc important d'identifier les périodes et les habitats essentiels à ces stades de vie critiques, et de tenir compte des interactions espace-temps-système biologique afin de les inclure dans la localisation et la régulation des usages des AMP (Chiappone and Sullivan Sealy, 2000 ; Johannes, 1998 ; Sanchez Lizao et al., 2000 ; Smith et al., 2001). Déceler et comprendre ces fluctuations spatiales et temporelles naturelles est nécessaire pour mettre en évidence l'action de l'homme sur les communautés biologiques et décider de zones de conservation et de leur suivi. L'établissement de points zéros et les suivis nécessitent de définir des indicateurs écologiques qui tiennent compte des effets attendus des AMP (objectifs de gestion), de la capacité et du temps de réponse des communautés naturelles et des caractéristiques fonctionnelles des espèces au sein de l'écosystème. On distingue ainsi des indicateurs empiriques ou théoriques (issus de la modélisation) qui permettent de comparer des zones avec différents niveaux de protection et/ou de simuler les effets sur différentes échelles de temps ou d'espace (cf. annexe 1, Pelletier et al., soumis) ; la stratégie d'échantillonnage implicite à la définition des indicateurs étant directement reliée à l'échelle d'observation spatio-temporelle du processus biologique concerné. Le type de perturbations, et donc la protection attendue par la mise en place de la mesure de gestion, étant directement relié à une échelle géographique et temporelle, les attributs de l'AMP (taille, localisation, régulation des activités dans l'espace et dans le temps) dépendent donc de la connaissance des caractéristiques et du fonctionnement du système biologique et de l'impact des perturbations sur ces caractéristiques. Différents indicateurs sont proposés compte tenu de ces échelles spatiales ou temporelles et du type de perturbations dont on cherche à évaluer les effets (Fichez et al., 2005, Adjeroud et al., 2005, Pelletier et al. 2005, Clua et al., 2005, Chabanet et al., 2005).

3- L'interaction entre les objectifs de gestion, les indicateurs écologiques à suivre pour assurer la conservation de l'écosystème et/ou la gestion des usages et la gouvernance des AMP.

Pour tout écosystème marin, le fractionnement des communautés vivantes (insularité), naturel ou induit par les perturbations d'origines humaines, est un processus clé important à étudier pour affronter l'enjeu de la biologie de la conservation. Les systèmes insulaires coralliens apportent un modèle unique pour étudier le maintien des populations originales et la dynamique des espèces envahissantes qui sont des thèmes majeurs pour comprendre et préserver la biodiversité régionale. Ils constituent un système naturellement fractionné où il est particulièrement pertinent d'étudier les adaptations des espèces (perturbation et mesures de gestion) pour assurer leur maintien. Les espèces marines insulaires assurent un flux de gènes par la dispersion puis le recrutement ou auto-recrutement des formes larvaires. Les différences de connectivité entre les unités de gestion et unités biologiques (populations de poissons, mollusques, algues) peuvent entraîner une dégradation biologique due à la méconnaissance des spécificités locales des écosystèmes et des caractéristiques de leurs ressources, d'où peuvent résulter des conflits sociaux. Outre le critère d'un milieu riche et diversifié et/ou surexploité par la pêche, on a souligné certaines caractéristiques écologiques importantes à considérer lors de la création d'une AMP, ces caractéristiques devant être analysées en regard des usages liés aux ressources de l'écosystème et des leviers d'action disponible à la gestion. Les indicateurs écologiques préconisés pour le suivi des AMP concernent généralement les espèces emblématiques, les espèces cibles à l'exploitation par la pêche, la biodiversité et les caractéristiques globales de la communauté et/ou la qualité de l'habitat. Ils doivent être définis en regard du plan de gestion lié à l'AMP et des objectifs prioritaires et contraintes de la structure en charge de la gestion. Ces objectifs cependant évoluent au cours du temps : de nouveaux besoins, de nouvelles connaissances sur le système biologique nécessitent de mettre en place une gestion adaptative avec la définition de nouveaux outils de suivis et de mesure. Les gestionnaires des AMP en milieu corallien sont par exemple confrontés au problème de l'évaluation des impacts de la plongée sous-marine ou de la pêche de loisir, généralement mal estimées et dont la fréquentation augmente avec l'efficacité de la mesure de protection. De nouveaux indicateurs d'évaluation doivent être définis compte tenu de la relation entre les usages et les ressources naturelles et des perturbations attendues sur les processus biologiques. Un rapprochement entre scientifiques et gestionnaires est nécessaire pour définir et prioriser une panoplie d'indicateurs écologiques pertinents et efficaces (protocoles, valeurs de référence, évaluation du risque) pour répondre aux défis du développement durable via les AMP.

2. L'AMP comme territoire et lieu d'activités spécifiques pour le Droit et l'Economie

L'AMP, territoire et lieu d'activités spécifiques pour l'Economie

Quelques grands domaines de l'économie nous semblent particulièrement concernés par la problématique des AMP. Ils lui font une place particulière. Tout d'abord l'évaluation de l'environnement et des ressources naturelles. Dans un article bien connu, quoique très discuté, Costanza et al (1997) ont tenté d'estimer la valeur des services environnementaux des principaux écosystèmes de la planète. La valeur totale, pour chaque écosystème-type (Biome), est égale à la somme des valeurs produites par chacun des 17 services écosystémiques retenus⁵. Les estimations obtenues par ces auteurs attribuent aux écosystèmes côtiers (les plus concernés par la création

⁵ Régulations des gaz, régulations climatiques, régulations des perturbations, régulation hydraulique, offre en eau, contrôle de l'érosion, formation des sols, recyclage des nutriments, traitement des déchets, pollinisation, contrôle biologique, habitat/refuge ; production alimentaire (pour les hommes), matières premières, ressources génétiques, activités récréatives, activités culturelles.

d'AMP) une valeur moyenne de 4052 US \$.ha⁻¹, supérieure, à titre de comparaison, à celle des forêts tropicales (969 US \$.ha⁻¹). Parmi les milieux marins côtiers les plus créateurs de valeur figureraient les estuaires (22 000 US \$.ha⁻¹), les herbiers (19 000 US \$.ha⁻¹) et les récifs (6000 US \$.ha⁻¹). Selon ces milieux, la principale création de richesse ne proviendrait pas des mêmes services environnementaux. Pour les récifs, les services récréatifs seraient les plus importants⁶. Le recyclage de nutriments serait la fonction la plus importante des estuaires et des herbiers. La création d'AMP permettrait donc de maintenir ou de rétablir ces fonctions environnementales et donc d'assurer la durabilité du flux de valeur provenant de ces dernières.

Un autre aspect économique important, non évalué explicitement dans l'étude précédente, concerne les valeurs d'existence et de legs⁷ qui seront assurées par une pérennisation des ressources et écosystèmes mis en défends.

Un second aspect économique est relatif à l'impact des AMP sur l'économie de l'exploitation des ressources marines et côtières, en particulier dans quelle mesure l'outil AMP est-il plus efficace que les autres formes de régulation des pêches? Ici l'économie et la géographie se rejoignent mais la relation entre AMP et régulation de la pêche attribuée par chacune de ces deux disciplines semble différente. Pour la géographie cette relation serait création de territorialité et viabilité /vulnérabilité territoriale. Pour l'économie, des questions majeures sont celles de la répartition des richesses et de la justice sociale : les AMP concernant des zones et des ressources de grande valeur, elles induisent des *effets* de répartition intra et inter générationnels qui conditionnent leur acceptabilité économique et sociale et le respect d'un critère d'équité minimale. La question de la distribution dans le temps des impacts économiques apparaît cruciale : les coûts d'opportunité supportés à la création des AMP étant immédiats et certains, alors que les effets positifs attendus sont futurs et incertains... notamment ceux liés au maintien ou à la réhabilitation de fonctions environnementales.

Enfin la question des AMP interpelle l'économie des institutions. La mise en place d'AMP suppose des conditions particulières de gouvernance qui reposent à la fois sur des particularismes locaux mais aussi sur des modèles recommandés voire imposés par les organisations environnementales nationales ou internationales. La réussite, ou l'échec, des AMP reposent, en grande partie, sur la qualité des montages institutionnels et de l'action collective qui peut être induite ou renforcée.

L'AMP, territoire et lieu d'activités spécifiques pour le Droit

Dans le domaine du Droit, maints aspects juridiques agissent sur l'AMP, en commençant par déterminer sa naissance, en assurant son mode de fonctionnement, et parfois sa pérennité ou sa chute : l'étude des modes législatifs, institutionnels, administratifs et réglementaires, les modes de gestion et juridictionnels des AMP (problèmes de zonage d'un territoire protégé, construction de son régime juridiques et difficultés à faire le faire respecter, systèmes de régulation, conflits d'usage, etc.) montrent la manière dont le droit perçoit l'AMP.

Celle-ci se distingue bien d'autres territoires protégés. Plusieurs niveaux font la spécificité juridique de l'AMP (modèle général) et des typologies AMP dont l'APMC reste un exemple particulier.

⁶ Évidemment pour les littoraux de pays en développement il est difficile de mettre en balance la valeur les services récréatifs comparés à d'autres services plus en rapport avec les besoins des communautés locales.

⁷ On parle de valeur de legs d'un élément de patrimoine naturel est relative à la valeur attribuée, aujourd'hui, à la transmission de ce patrimoine aux générations futures, indépendamment de l'usage qu'elles pourront en faire. La valeur d'existence d'un élément de patrimoine est celle attribuée au simple fait qu'il existe.

Des spécificités sont liées à l'influence récurrente du droit international conventionnel de la mer, du droit international de l'environnement, ou du droit des pêches. Trois piliers qui rappellent que l'installation d'AMP dans le paysage institutionnel de la conservation ne se fait pas à partir de rien *ex nihilo*, ou à partir de lubies de dirigeants ou de mouvements :

-l'AMP est liée au développement, dans le droit international de la mer, de la nouvelle composante «conservation» et de la part d'«obligations» imposées à l'État côtier de réguler les atteintes aux zones maritimes dont il a la responsabilité.

-l'AMP est liée à l'engouement du droit international conventionnel de l'environnement (conventions internationales et régionales) pour les zones marines « simples » ou constituées en réseaux, en grappe, voire en corridors...On remarque que si le droit de l'environnement est postérieur à la création des premières aires protégées, il en est aujourd'hui le premier support.

-l'AMP ne se développe pas en marge de l'orientation du droit international des pêches vers la (préservation de zones protégées-réservoirs de production halieutique, dans le cadre de la *gestion dite rationnelle, durable et responsable des pêcheries* dans le monde, mais plutôt en accord avec cette inflexion du droit des pêches vers la durabilité.

- L'AMP enfin devient parfois un révélateur pour le droit moderne officiel de l'existence d'un droit des autochtones, ou des usagers historiques sur leurs espaces marins et côtiers. C'est là tout l'ensemble constitué par les réserves ou AMP coutumières, ou appellations diverses et la question de l'intégration, de l'opposition ou de la reconnaissance par le droit «moderne» et mondialisé des droits locaux préexistants, qui se maintiennent ou sont récupérés à diverses fins. On ne traitera pas ici de cette question de manière générale car la prise en compte de l'autochtonie juridique et de ses rapports avec l'État central et son droit sont très variables selon les lieux (le droit des peuples en Nouvelle Calédonie, n'a pas d'équivalent à Madagascar, et se distingue des cas observés en Guinée-Bissau...).

On retiendra que la spécificité des AMP par rapport aux aires protégées terrestres est une spécificité liée aux statuts et régimes juridiques utilisés pour les AMP nationales puisque celles-ci ne sont pas des territoires ordinaires (en termes d'activités hébergées et d'application du droit). En effet, les écosystèmes marins en général, et les AMP en particulier, ne sont pas des *no man's land* au plan juridique. Les écosystèmes marins relèvent de régimes de droit tel celui de la domanialité publique maritime, à particularismes par rapport au domaine public ou privé terrestre. Les écosystèmes marins enfin abritent des secteurs d'activité (circulation et commerce maritime, filière tourisme, pêche industrielle et artisanale..) qui ne regroupent pas que des acteurs privés qui agiraient sans regard de l'État. Au contraire, dans ces secteurs, l'État est concerné (par le biais de certains ministères ou institutions spécialisés...) et le droit national et international est sollicité d'une manière qui souvent diffère du territoire terrestre. On a des explications historiques à l'implication de l'État sur les zones maritimes et les territoires côtiers. Il s'agit par exemple du contrôle du territoire maritime national pour des raisons d'ordre public et de police, avec des ministères comme celui de l'intérieur, de la défense..), de l'interventionnisme historique de l'État face au secteur de la pêche (ministères de l'agriculture, de la pêche, ou même des finances suivant les États), du principe de la souveraineté de l'État sur ses ressources naturelles halieutiques. Ce sont des aspects à ne pas perdre de vue quand sont en discussion des systèmes administratifs et politiques de gestion des AMP.

Au sein des AMP, le cas de l'APMC est plus spécial encore car se superposent des aspects propres au droit de la mer et certains liés à la gestion du territoire terrestre ou littoral. On voit parfois les difficultés rencontrées par une institution centrée sur le milieu marin, à gérer l'espace terrestre d'une APMC et réciproquement, l'exemple de pays insulaires, comme les Seychelles, est souvent cité.

On remarque que la croissance récente du nombre des AMP et des APMC, en particulier, ne s'accompagne pas encore de politiques publiques autonomes qui leur seraient consacrées. D'une part, les AMP, zonages sur lesquels s'exercent une réglementation et une police administrative particulière, relèvent plus du programme ou du simple projet que d'une politique publique strictement considérée (Cazalet, 2004,2005) ; d'autre part, les AMP sont souvent incluses dans une politique nationale plus englobante, comme la protection de l'environnement, la gestion des pêches ou des forêts, l'aménagement côtier, dont elles ne sont qu'un volet ou une liste de mesures particuliers.

2. L'AMP PRODUCTRICE DE FONCTIONS SPECIFIQUES DE CONSERVATION ET/OU DE DEVELOPPEMENT

2.1. Une spécificité des AMP eu égard à la création de richesse par les services environnementaux marins et côtiers préservés

L'essentiel des AMP se situe en zone côtière et à ce titre les APMC ont des caractéristiques particulières qui renforcent leur spécificité en termes de maintien ou de renforcement de la création de richesse, les zones intertidales et intertidales peu profondes (assimilables à des écotones) présentant une grande productivité biologique et une riche biodiversité.

Si l'on se réfère uniquement aux AMP situées en milieu corallien inscrites au patrimoine mondial de l'humanité (tableau 2) il apparaît que 12 des 15 sites classés avant 2003 se situent dans des zones périphériques, zones côtières de faibles densités humaines ou milieux insulaires éloignés des masses continentales génératrices de perturbations écologiques majeures (tableau 3). Le constat est analogue en ce qui concerne les 19 réserves de biosphères (tableau 4) créées à la même période : 14 d'entre elles peuvent être classées comme espaces périphériques (tableau 5). Dans ce contexte précis d'AMP labellisées UNESCO, le choix des sites à préserver relève des mêmes logiques que celles mises en avant pour le milieu terrestre, la préservation se focalisant sur des milieux considérés jusqu'ici comme peu perturbés mais menacés par l'extension des activités humaines.

Ces espaces étant de plus en plus rares, la tendance nouvelle en matière d'AMP est de les implanter désormais sur sites où préexistaient des usages importants des ressources marines et côtières et dont la viabilité écologique est aujourd'hui gravement menacée, comme le grand récif de Tuléar à Madagascar.

Tableau 2 – Les récifs coralliens classés patrimoines de l'humanité (source : Salvat et al, 2002)

PAYS	site	insc ri- ptio n	superficie	type d'AMP	type d'AP	pressi on anthro pique
Equateur	Galapagos	197 8	766 514 ha terrestre e 7 990 000 ha marins	insulaire	mixte APT/AMP	faible
Australie	Grande barrière	198 1	33 126 500 ha	récifs immersés	AMP pure	très faible
	Lord Howe	198 2	146 140 ha	insulaire	mixte APT/AMP	très faible
Seychelles	Aldabra	198 2	35 000 ha dont 16 200 ha marins	insulaire	mixte APT/AMP	très faible
Mexique	Sian Ka'an	198 7	528 000 ha dont 120 000 ha marins	côtier	mixte APT dominant	moye n
Royaume uni	Henderson	198 8	3 700 ha	insulaire	mixte APT dominant	très faible
Indonésie	Komodo	199 1	219 322 ha dont 130 177 ha marins	insulaire	mixte APT/AMP	forte
	Ujung Kulon	199 2	120 551 ha dont 44 337 ha marins	côtier	mixte APT dominant	forte
Philippines	Tubbataha	199 3	33 200 ha	insulaire	mixte AMP dominant	faible
Belize	Barrière	199 6	93,3 ha	insulaire	mixte AMP dominant	forte
Costa Rica	île cocos	199 7	99 700 ha dont 97 300 ha marins	insulaire	mixte APT/AMP	faible
Salomon	Rennell	199 8	60 000 ha dont 23 000 marin et 15 000 ha lacustre	insulaire	mixte APT/AMP	très faible
Costa Rica	Guanaste	199 9	131 000 ha dont 43 000 ha marins	côtier	mixte APT dominant	forte
Cuba	Desembar o del Granma	199 9	26 180 ha dot 6 396 ha marins	côtier	mixte APT dominant	très faible
Afrique du sud	SteLucie	199 9	239 566 ha	côtier	mixte APT dominant	faible

Tableau 3 – Périphéricité* des AP coralliennes patrimoine mondial selon leur période de création et leur catégorie

Périodes	marin	insulaire vide	insulaire	côtier à faible pression	côtier à forte pression
72-91	1	4	1	0	1
92-2002	0	3	1	2	2

Tableau 4 – Les récifs coralliens classés réserves de biosphère* (source: Salvat et al., 2002)

Pays	site	inscr ip- tion	superficie	type d'AMP	type d'AP	pressi on anthr opiqu e
USA	Dry tortugas	197 6	26 132 ha dont 16 ha terrestres	insulair e	AMP	très faible
Polynésie Fr.	Taiairo	197 7	2000 ha dont 90 % marins	insulair e	AMP	très faible
Philippines	Puerto Galera	197 7	23 247 ha dont ? marins	insulair e	mixte APT domin ant	forte
Kenya	Malindi- Watamu	197 9	19 600 ha	côtier	AMP pure	moye n
	Kiunga	198 0	60 000 ha	insulair e	mixte AMP domin ant	faible
Indonésie	Siberut	198 1	360 678 ha dont ? ha marins	insulair e	mixte APT domin ant	?
USA	îles Vierges	198 3	6127 ha dont 2 286 ha marins	insulair es	mixte	faibles
Cuba	Cuchillas del toa	198 7	139 025 ha dont 6 013 marins	côtier	mixte APT domin ant	forte
	Peninsula de Guanahacabibe s	198 7	10 8491 ha dont 29 824 marins	côtier	mixte APT domin ant	moyen ne
Madagascar	Mananara nord	199 0	39 000 ha dont 1000 ha marins au cœur et 1000 ha marins tampon	mixte insulair e /côtier	mixte APT domin ant	faible
Philippines	île Palawan	199 0	692 175 ha dont ? marins	insulair e	mixte	moyen

Guadeloupe	Grand cul de sac marin	199 2	8706,5 ha	insulaire	AMP pure	faible à moyen
Mexique	Banco Chinchorro	199 6	144 360 ha dont 99 % ha marins	insulaire	AMP	très faible
Cuba	Buenavista	200 0	96 088 ha dont 68 403 marins	côtier	mixte AMP dominant	faible
	Cienaga de Zapata	200 0	514 165 ha dont 130 737 marins	côtier	mixte APT dominant	?
Colombie	Seaflower	200 0	57 km ² terrestre 300 000 km ² marins	insulaire	mixte AMP dominant	moyenne
Panama	La Amistad	200 0	562 760 ha dont 24 543 ha marins	côtier	mixte APT dominant	?
Inde	golfe de Mannar	200 1	1 050 000 ha	insulaire	AMP	moyen
Madagascar	îles Radama et baie de Sahamalaza	200 1	533 km ² dont 322 km ² marins	mixte insulaire /côtier	mixte AMP dominant	moyen

* ne sont considérées que les zones de protection et les zones tampons.

Tableau 5 – Périphéricité des réserves de biosphère corallienne selon leur période de création et leur catégorie

Périodes	marin	insulaire vide	Insulair	côtier à faible pression	côtier à forte pression	côtier pression indéterminée
72-91	2	2	3	1	3	
92-2002	1	0	4	1	0	2

Un autre point important concerne l'importance de l'occupation humaine des littoraux (on estime que dans la plupart des pays du sud disposant d'une façade côtière, c'est cette dernière qui connaît la plus forte croissance démographique (Corlay, 1998) qui a un double impact sur l'intensité des usages préexistants aux AMP et sur la perception de la variation de valeur induite par l'AMP et de sa répartition.

Concernant les APMC, celles-ci sont souvent implantées dans des sites où préexistaient des usages importants des ressources marines et côtières, en raison de l'importante productivité biologique de ces zones. Ceci fait différence avec les aires terrestres, souvent implantées dans des zones à faible densité humaine où la mise en défends vise plutôt à préserver des milieux considérés jusqu'ici comme peu perturbés mais menacés par l'extension des activités humaines. Un autre point important concerne l'importance de l'occupation humaine des littoraux. On estime

que dans la plupart des pays du sud disposant d'une façade côtière, c'est cette dernière qui connaît la plus forte croissance démographique (Corlay, 1998) qui a un double impact sur l'intensité des usages préexistant aux APMC et sur la perception de la variation de valeur induite par l'APMC et de sa répartition.

On a là une différence entre AMPC et APM ; des AMP ont été historiquement implantées (cf. tableau précédent) dans des zones peu anthropisées mais de grand intérêt biologique pour préserver ce patrimoine. Dans un schéma équivalent à celui des aires terrestres, la localisation des AMP se fait encore souvent en l'absence de toute référence aux hommes. C'est par la suite que le souci de préserver une ressource de pressions fortes et identifiées est apparu.

En effet un des intérêts actuels de la création d'APMC est leur rôle potentiel en tant qu'outil de gestion des pêches. Les pêches côtières étant aujourd'hui souvent problématiques du fait des conflits pêche artisanale/industrielle, des enjeux de la pêche de subsistance, du développement de techniques efficaces mais peu sélectives, des interactions avec le développement touristique et les autres activités économiques (notamment l'agriculture source d'effluents en direction du milieu marin).

La constitution d'une AMP se fait généralement en deux temps : l'identification des zones de forte biodiversité marine et ensuite la prise en compte des aspects sociaux. Cependant certaines AMP sont aussi délimitées en raison de l'existence d'un danger lié à la pression anthropique, ce qui justifie aujourd'hui par exemple les projets d'AMP concernant du lagon sud ouest de Madagascar.

L'exemple de ce pays est à ce titre particulièrement instructif. Le réseau national des Aires Protégées géré par l'ANGAP⁸ a visé en priorité et jusqu'à récemment la conservation des écosystèmes forestiers malgaches à très fortes endémicités animale (lémuriens) et végétale (Ranomafana, Andasibe, Ankarafantsika, Masoala, Lokobe...) et/ou caractérisés par des paysages exceptionnels (*Tsingy* du Bemaraha, Isalo, Andringitra). A ce jour, seules deux AMP d'une surface totale de 11 000 ha (Commission Environnement pêche, 2005) ont été officiellement intégrées au réseau national (qui comprend 47 Aires Protégées sur 1 700 00 ha). Elles s'avèrent être les prolongements marins du Parc National de Masoala (10 000 ha, 1997) et de la Réserve de Biosphère de Mananara Nord (1000 ha, 1989). Ce n'est que récemment qu'une politique plus ambitieuse de création d'AMP ou APMC a vu le jour. Ainsi l'engagement d'extension en cinq ans des Aires Protégées à 6 millions d'ha, pris à Durban en 2003 par le Président malgache, concernera en partie des AMP et APMC. Les dossiers de création en cours concernent des zones souvent fortement anthropisées et/ou caractérisées par des fortes pressions sur les ressources marines: récif et lagon de Tuléar⁹, Nosy Tany Kely¹⁰ à Nosy Be, baie de Sahamalaza et îles Radama... Un tel phénomène relatif à la localisation des AMP est observé dans des contextes très différents comme en France avec les AMP méditerranéennes de Banyuls, de Port-Cros au large de Toulon, ou l'exemple du lagon sud ouest de la Nouvelle Calédonie et des AMP du Plan de Gestion de l'Espace Maritime de Moorea, ou le projet de réserve naturelle marine de la Réunion (David et al., 2005).

La valeur économique particulièrement élevée des zones mises en défens ne doit pas être considérée comme une donnée invariante, mais sera fortement modifiée par la décision de création. Dans les pays du sud, il est probable que les valeurs d'usage déterminantes pour les

⁸ Agence Nationale de Gestion des Aires Protégées : association ayant la responsabilité de la gestion déléguée du réseau national des aires protégées à Madagascar.

⁹ Retenue comme Réserve de Biosphère par le programme Man and Biosphère de l'Unesco.

¹⁰ Il s'agit d'une AMP «communale» créée dans les années 1970 et valorisée à des fins touristiques. Le projet Pôles Intégrés de Croissance financé par la Banque Mondiale prévoit de créer une AMPC de statut national à *Nosy Tany Kely* avec des limites d'accès plus rigoureuses que celles actuellement en cours.

acteurs locaux (production alimentaire) verront leur importance relative fortement réduite au profit des fonctions récréatives (tourisme balnéaire, écotourisme, plongée, pêche récréative). Une des grandes difficultés d'estimation de la variation de valeur liée à la création d'AMP dans les pays du sud réside dans la diversité des préférences des acteurs en présence. Elle implique que l'on rejette l'emploi d'une fonction d'utilité collective pour obtenir un classement non contestable des états possibles du «système économique»AMP. Pour expliquer simplement, une augmentation de la valeur récréative de 1000 UM¹¹ ne permet pas forcément de compenser une baisse équivalente de la valeur monétaire de la production halieutique des villageois. L'approche d'évaluation additive de Costanza et al (1997) présentée plus haut n'est donc qu'imparfaitement adaptée à notre exemple et pourrait conduire à des choix contestés ou inéquitable. Enfin les valeurs d'existence et de legs, non prises en compte par Costanza et al, mais implicites dans la rhétorique de la conservation, sont liées à la capacité des agents économiques à réaliser de réels arbitrages inter-temporels Ceci semble particulièrement difficile pour des populations du sud en situation de grande précarité matérielle et sociale pour lesquels l'horizon temporel admissible est très court. Restreindre les usages présents pour transmettre un patrimoine naturel à des générations futures peut prendre la forme d'une dictature du futur difficilement supportable pour des individus vivant parfois avec moins d'un dollar par jour.

Au final, les études d'évaluation économique des écosystèmes marins et côtiers traduisent toutes une difficulté liée à la complexité des écosystèmes eux-mêmes à la fois terrestres et marins et au carrefour de problématiques différentes dont les difficultés s'additionnent. L'évaluation économique des zones côtières est toute autant concernée par la problématique terrestre (cf. à Madagascar l'exploitation du bois de mangroves, l'érosion par la culture sur abattis-brûlis (*tavy*) en amont (source de sédimentation sur les lagons et récifs)...) que marine (pêche et tourisme essentiellement). Les évaluations économiques sont donc rarement complètes et n'abordent que certaines composantes de la valeur économique totale (C3EDM, 2005). Qui plus est, le rôle tenu par les habitats confère aux zones côtières une valeur économique très forte en présence d'activités de pêche, comme le montrent les estimations faites pour la valeur économique des mangroves qui peuvent prendre des proportions très importantes. De même, compte tenu de la présence d'activités touristiques en front de mer, les évaluations peuvent attribuer aux valeurs récréatives un niveau très élevé. Dans ce type d'évaluation, les bénéfices de la conservation appréhendés à travers le calcul de la valeur économique totale, apparaissent alors toujours supérieurs à leurs coûts surtout lorsque ceux-ci sont supportés localement (Méral, 2005).

Par exemple, lors d'une estimation de la valeur économique de la mangrove d'Antsapanana (côte nord-ouest de Madagascar), en se référant à trois sources scientifiques différentes qui permettaient d'obtenir une valeur de services écologiques des mangroves comprises entre 50 et 70 US\$ par hectare, l'évaluateur s'est rendu compte que 80 % des bénéfices totaux du projet était imputables à ces services écologiques ; les autres bénéfices étant locaux. Ce cas n'est pas isolé. L'évaluation économique (quantitative) devient alors d'autant plus inutile à la prise de décision que les activités économiques sont à forte valeur ajoutée en impliquant des filières internationales (tourisme et pêche industrielle par exemple) et que les coûts d'opportunité liés à la mise en défens de la zone sont supportés par des populations pauvres.

2.2 Une spécificité des AMP comme outil de la gestion des pêches

Bien que la multiplication des aires marines s'explique par la volonté de rattraper le retard accumulé dans la protection du milieu marin et ait pour origine les préoccupations issues des disciplines naturalistes, biologie de la conservation, biologie des ressources marines, et biologie des pêches ne sont pas sur le même horizon temporel ; la question des *ressources marines et de la*

¹¹ Unités monétaires.

pêche est beaucoup plus récente par rapport à ce qui a pu motiver les premières AMP *de fait*¹² provenant d'une préoccupation des populations locales à conserver leur ressource alimentaire et n'étaient pas à proprement parler des préoccupations scientifiques ; elle est plus récente que la problématique de la conservation des espèces et des milieux pour leur valeur patrimoniale ; la conservation pour la pêche est venue ensuite ; et actuellement la question de la relation conservation-préservation de la ressource de pêche est prise de vitesse par la question plus large de la mise en place des gestions intégrées des zones côtières GIZC avec de multi-usages à prendre en considération, la pêche n'étant qu'un aspect, surtout pour des cas d'APMC...

Si l'on se consacre à l'AMP ou l'APMC dans sa fonction de gestion des pêches, les points suivants ressortent. Il est banal de rappeler la crise de la gestion des pêches : les diagnostics pessimistes se multiplient depuis des années sans que des inflexions positives soient très sensibles pour l'état biologique des ressources (Boucher et Cury, 2005) ou la santé économique des pêcheries (FAO et Banque Mondiale, 2006). La science halieutique fait figure de grand accusé, à tort ou à raison, face à ce constat. L'hégémonie initiale des biologistes halieutes fut l'une des raisons, un peu facile, avancée pour expliquer l'inefficacité des prescriptions de la science halieutique. L'ouverture aux sciences économiques et sociales a permis d'affiner le diagnostic (on ne constate plus seulement l'effondrement des stocks mais aussi celui des profits et des revenus et l'on s'appuie sur leurs conséquences sociales) sans pour autant, à ce jour, avoir contribué à l'émergence d'une gestion des pêches sensiblement plus efficace. La traduction à grande échelle, et avec la profondeur nécessaire, dans chaque État, de divers instruments à vocation juridique, tel le code de conduite pour une pêche responsable de la FAO, ou les recommandations du sommet de Johannesburg, n'est pas encore réalisée, et non opérationnelle, même s'il importe de nuancer l'affirmation. Le droit des pêches n'est pas un droit de la durabilité. Face à ce constat, vite brossé mais hélas réaliste, les AMP font partie des rares outils de gestion dont on espère qu'ils influenceront efficacement sur la dynamique de la surpêche. Pour le moment cela reste quand même théorique... Une littérature scientifique, d'inspiration bioéconomique, se développe sur cette question depuis une quinzaine d'années. L'outil, en dépit cet engouement actuel, n'est pourtant pas si nouveau. Les ouvrages relativement datés (Anderson, 1977) traitent des avantages des «closed areas», et cette pratique s'avère historiquement ancienne chez les peuples aux institutions marines ou lacustres affirmées comme les océaniens, les japonais (Ruddle et Akimichi, 1984) ou certaines ethnies lagunaires du golfe de Guinée (Weigel, 1985). Sans doute est-on dans ces cas face à des pêcheries de subsistance, ou à petite échelle, sinon artisanale (la définition de cette dernière étant différente selon les États, mais en général ses capacités sont importantes et ses niveaux de prédation également ...).

Reste que la place de l'argumentation halieutique, c'est-à-dire la contribution au caractère soutenable des pêches, singularise les AMP par rapport aux aires protégées terrestres qui ont rarement vocation à soutenir l'exploitation de ressources naturelles, mais plutôt à garantir ou restaurer l'intégrité des ressources et de leur environnement. L'AMP favoriserait une exportation de biomasse en dehors de la zone en défends et la connectivité du milieu. Un parallèle tenu peut cependant être fait avec les réserves de grande faune qui «exportent» des ressources cynégétiques vers les zones périphériques (cas des aires protégées de l'Ouest Burkina), mais il s'agit alors plus de soutenir la grande chasse touristique que d'un usage professionnel local ou à grande échelle.

L'efficacité des AMP comme outil de gestion des pêches proviendrait de leur apparente simplicité d'application, de leur effet d'exemplarité, de leur capacité à générer un flux de gènes, de larves et d'individus adultes qui profitent aux zones périphériques, voire aux zones plus

¹² On ne confondra pas l'instauration par des acteurs très locaux de mesures de gestion de leurs ressources alimentaires avec une AMP, ou une APMC statutaire et à une toute autre échelle

lointaines. Une AMP crée une part « inaccessible » de ressources qui contribue au renouvellement du stock de ressource sans subir de prélèvement de pêche (pour la modélisation de ce phénomène cf. Laloë, 1989). Cet argument peut aussi contribuer à rendre les AMP plus acceptables pour les populations locales ou riveraines, dans la mesure où un des usages principaux des ressources est garanti, voire stimulé, par leur mise en défens partielle (on abordera plus loin les aspects redistributifs de cette question).

Des limites à ce raisonnement doivent cependant être soulignées. Elles sont de différentes natures.

-L'argument biologique est valable pour certaines espèces, notamment celles dont le cycle de vie est très court comme les poulpes et dont l'habitat est benthique (cf. par exemple le succès des réserves pour le poulpe dans le Sud ouest de Madagascar, ou bien encore les expériences relatives aux ressources benthiques coquillères au Chili...), ou dont certaines phases du cycle vital sont sédentaires (mérus), il paraît par contre plus faible pour des espèces hautement migratrices comme les thons ou les petits pélagiques côtiers. Pour certaines espèces migratrices, dont certaines phases vitales critiques se déroulent dans des environnements bien particuliers et connus (requins et mullets en Afrique de l'ouest), seules des AMP en réseau peuvent garantir un effet ressource¹³ significatif, ce qui suppose souvent une coopération internationale. Si on se situe dans l'océan indien on pourrait évoquer des problèmes de connectivité récifale avec l'effet *spill over* (effet de diffusion) entre des zones sources et des zones puits ; c'est un cas intéressant par rapport aux effets corridors de l'écologie du paysage terrestre. Pour les tortues, on peut aussi souligner la nécessité de protéger autant les zones de nourrissage (exemple du lagon de Tuléar, Sud ouest de Madagascar) que les zones de ponte (îles éparses du canal du Mozambique).

Globalement, on suppose que sept avantages découlent des AMP pour les pêcheries : cinq à l'intérieur de l'AMP (baisse de la mortalité liée à la pêche, augmentation de la taille moyenne et de l'âge moyen des espèces cibles, augmentation de la biomasse des espèces cibles et augmentation de la productions d'œufs et de larves) et deux à l'extérieur des AMP (export d'adultes vers les zones de pêche et exportation d'œufs et de larves vers les zones de pêche) (Russ, 2002). La dispersion des œufs et des larves d'espèces exploitées depuis la réserve vers les lieux de pêche dépend des traits d'histoire de vie de chaque espèce et de l'hydrodynamique locale. Les AMP intégrales devraient favoriser la dispersion des œufs et des larves en raison d'une relation exponentielle entre la taille des adultes et la fécondité. Le succès de la reproduction dépend également parfois de la densité de la population. Cependant, les preuves qui permettent de penser que les AMP agissent comme sources de larves qui vont alimenter les stocks des zones de pêche adjacentes sont quasiment inexistantes (ISRS, 2004). On suppose également que l'augmentation de la densité des populations à l'intérieur de la réserve peut induire une émigration d'individus adultes et juvéniles hors de la réserve, vers les zones adjacentes (émigration densité-dépendante).

Si nul ne peut contester les effets des AMP en termes de conservation, les auteurs toutefois se distinguent entre les zélés des effets pro halieutiques des AMP (Roberts et al, 2001) et les auteurs plus réticents sur ces effets (Pollunin, comm pers.).

-Une autre limite tient au comportement stratégique des pêcheurs. Si l'argument que l'AMP contribue au renouvellement du stock de ressource peut la rendre plus acceptable pour les populations locales ou riveraines, dans la mesure où un des usages principaux des ressources est garanti, par leur mise en défens partielle, comment rendre compte de la manière dont les pêcheurs reçoivent l'argument ? Celui-ci reste parfois de l'ordre du discours, voire de l'idéologie ; dans la réalité, les pêcheurs sont beaucoup plus sceptiques sur ce plus supposé des AMP sur la pêche (cf. cas de la réserve de Malindi au Kenya, plus vieille AMP du Parc créé en 1968). Mais quelque

¹³ Ceci est également valable pour des espèces qui ne sont pas (ou plus) des espèces cibles de la pêche légale (mammifères marins, tortues).

soit le lieu, si des mesures particulières ne sont pas prévues, l'interdiction de pêche au sein des AMP sera probablement compensée par une très forte augmentation de l'effort à la périphérie. L'effort de pêche résultant peut être alors supérieur à celui initialement présent dans l'AMP et sa périphérie en raison de l'attraction exercée sur les pêcheurs de régions proches ou plus lointaines. Cette concentration d'activités autour de l'AMP induit des coûts supplémentaires de surveillance et de contrôle. Ce phénomène de concentration périphérique est, semble-t-il, observable au voisinage de quelques grandes AMP ouest-africaines comme les îles *Bijagos* en Guinée Bissau ou le *Banc d'Arguin* en Mauritanie. Enfin la pêche récréative, liée au tourisme, peut devenir prioritaire dans l'affectation de ressources au sein même des AMP, comme cela a été observé en Amérique Centrale, le consentement à payer des «*Game Fishers*» étant sans comparaison avec le chiffre d'affaires des pêcheurs professionnels locaux pour les espèces concernées (par exemple les espadons voiliers, carangues et wahoos).

Les AMP en général, et APMC en particulier paraissent aussi spécifiques eu égard à des questions de redistribution et d'équité.

2.3. Une spécificité des AMP eu égard aux questions de redistribution et d'équité

La création d'AMP induit de profonds remaniements des systèmes d'activité locaux, voire des recompositions territoriales, ainsi qu'une redistribution des richesses et des droits d'accès et de propriété. Les AMP sont tout simplement créatrices de territoire et comme dans les droits d'usage traditionnels dans les pêches¹⁴ la création de territoire fait qu'on passe d'une relation de prédation régulée entre l'homme et la ressource (objet de la régulation des pêches) à une relation entre des hommes à propos de la ressource. Ceci crée des solutions mais aussi des problèmes conflits d'usage liés à la territorialité. Pour les multiples acteurs impliqués dans ces changements, il ne s'agit pas d'un jeu à somme nulle dans la mesure où il semble acquis que les AMP contribuent à une création nette de valeur. Cependant, il semble clair également que toutes les catégories d'acteurs ne bénéficieront de façon égalitaire de ces gains, et que certaines d'entre elles risquent même de s'appauvrir... On fait face ici au cas de l'acceptabilité sociale des AMP, acceptabilité liée à un problème d'équité et de redistribution économique. Sur ce point, il y a une différence entre APMC et AMP en matière de compensation des pertes de revenus liés à la pêche. Dans le cas des APMC cette compensation peut se faire sans création de nouveaux territoires des usages, ce qui n'est pas le cas pour les AMP, les compensations se faisant sur l'espace terrestre qui se situe hors de la sphère de gouvernance de l'AMP.

La problématique de la dépossession et de l'exclusion induite par des décisions ou politiques publiques qui remettent en cause les droits d'accès aux ressources se pose ici, question déjà abordée par Sen (1981). Sans doute là les AMP et APMC ne sont guère différentes des AP terrestres. Il est évident qu'aujourd'hui une dépossession totale des droits d'accès, serait peu probable ou difficile en raison de la possibilité de résistances locales ou encore de l'appui accordé aux acteurs locaux par des ONG ou des partisans de la décentralisation, Par ailleurs, les sociétés locales étant hétérogènes, voire inégalitaires, la redistribution induite par les AMP ne concerne pas que les rapports entre société locale et acteurs extérieurs mais aussi ceux entre groupes locaux présents sur un même territoire ou autour d'une même ressource convoitée.

Quelles sont, pour des AMP ou plutôt des APMC, les formes que peuvent prendre ces recompositions ? Tout d'abord des recompositions d'activités. Au sein des AMP, et selon le statut des zones et leur niveau de protection, les activités d'exploitation traditionnelles seront interdites

¹⁴ TURFS de la littérature anglo-saxonne.

ou contrôlées. Ce contrôle impliquera désormais le respect de corpus de règles et de normes souvent jusque là inconnues ou du moins ignorées, comme la réglementation des pêches. On peut a priori se féliciter de l'application des règles de droit. Cependant, il est clair aussi que le passage d'une situation de quasi absence de droit moderne à celle de son application relativement stricte implique des réajustements pouvant aller à l'encontre de la justice et de l'équité. Ainsi, pour revenir à notre exemple du sud-ouest malgache, on observe que certaines pratiques de pêche considérées à juste titre comme destructrices (Vasseur, 1997), et donc à prohiber dans une AMP ou à fortement réduire à sa périphérie, sont le fait de catégories particulièrement vulnérables comme les femmes et les enfants qui pratiquent la pêche dite « pêche collective » à pied lors des marées de vives-eaux (Chaboud, sous presse). Il en est aussi souvent de même pour les familles rurales migrantes. Plus généralement, les activités de braconnage, pêche ou coupe de bois illégales sont souvent parmi les seules possibles pour les plus pauvres des ruraux. Dans ce cas, il y a risque de divergence, à court et moyen termes, entre les objectifs de réduction de pauvreté et de protection environnementale. Une solution, parmi d'autres, serait de recourir à un critère de justice sociale minimale, comme celui de Rawls (1971), qui conduit à rejeter les états où la situation des plus pauvres se dégrade. Ceci supposerait, dans notre exemple, la mise en place de compensations pro-pauvres, pas toujours faciles à définir et à mettre en œuvre.

A une autre échelle, les recompositions induites par les AMP concernent le développement d'activités nouvelles ou d'initiative externe à la société locale, souvent de nature récréative, dont le développement tire partie des aménités environnementales préservées ou renforcées par la création de l'AMP. Le tourisme balnéaire, l'écotourisme et les activités connexes (plongée, pêche récréative) sont souvent considérés comme des sources majeures de revenus susceptibles de contribuer au financement pérenne des AP et de contribuer à la compensation des acteurs locaux pour les pertes économiques induites par la mise en défens des ressources (Carret et Loyer, 2004). D'autres auteurs ont discuté la capacité de ces activités à induire un changement d'attitudes et de comportements à l'égard des ressources et de l'environnement (Chaboud et al, 2004). Certains cas d'études comme celui d'Anakao au sud de Tuléar (ibid.) montrent que le tourisme et l'écotourisme peuvent fournir des revenus locaux alternatifs ou soutenir les activités existantes (par exemple à travers l'achat de denrées alimentaires locales) et encourager des initiatives locales pro-environnementales (création d'une AMP communautaire dans cet exemple). Des recherches complémentaires ont cependant démontré la difficulté de généraliser cette expérience qui repose sur des conditions locales de gouvernance bien spécifiques. Une des limites identifiées est la faible part des dépenses touristiques qui restent dans l'économie locale. Différentes explications sont proposées : faible capacité locale à occuper des emplois touristiques les mieux rémunérés (problème de formation), fiscalité locale peu efficace voire peu transparente, difficultés pour les investisseurs locaux à accéder à la propriété d'infrastructures touristiques modernes... Enfin des externalités négatives induites par le tourisme sont visibles : effets inflationnistes locaux, saturation du foncier littoral, pression sur les ressources en eau potable, qui influent sur le bien être matériel des populations locales.

Si l'on n'y prend garde, la création des AMP peut donc contribuer à l'émergence d'un sentiment collectif de dépossession, au moins de la part des catégories les plus vulnérables. L'adhésion collective au projet n'en sera que plus difficile et de façade, et la gouvernance d'autorité s'imposera à terme, de fait, comme la seule solution pour garantir une viabilité minimale à l'AMP.

2. 4 Une spécificité des AMP au regard des dynamiques institutionnelles et des recompositions territoriales

Il apparaît, à l'examen des comportements des populations locales face aux politiques publiques environnementales, qu'elles disposent de ressorts bien réels pour fournir des réponses adaptatives et même tirer profit des changements qui leur sont proposés. Succinctement, elles sont loin d'être condamnées à la passivité et sont capables de comportements proactifs et stratégiques.

Le mouvement général de création des AMP étant récent, il prend en compte les orientations et tendances plus générales relatives à la bonne gouvernance, à la décentralisation administrative et politique, au rôle accru accordé à la société civile et aux ONG dans la configuration des politiques publiques et dans les conditions concrètes de leur application. Il doit aussi se faire dans un contexte d'allègement des moyens et des compétences des instances publiques qui avaient, il y a encore peu de temps, le monopole de l'action environnementale nationale et locale, même si cette dernière était parfois sous l'influence des recommandations des bailleurs de fonds et autres institutions internationales.

Concrètement, cela signifie que les AMP se mettent en place dans un contexte d'exigence de « bonne gouvernance », de relative urgence au regard des engagements pris au niveau international (cas de la « Vision Durban » à Madagascar, chargée de concrétiser les engagements politiques de Durban) et de réduction des capacités d'intervention des services publics. L'implication des ressources humaines et organisationnelles locales, que ce soit celles des instances administratives décentralisées (régions, communes), des associations locales (à base spatiale ou professionnelle) ou des ONG environnementales apparaît non seulement souhaitée mais indispensable à la création des AMP et bien sûr à leur gestion.

Les recherches en cours sur Madagascar montrent et confirment l'implication locale croissante à l'œuvre, qui soulignent la volonté et la capacité des acteurs locaux à être partie prenante du projet, mais de nouvelles interrogations surgissent à cet examen (Chaboud et Goedefroit, 2006). Comme le rappelle Olivier de Sardan (1998), la constitution de groupes stratégiques est une réponse d'acteurs qui entendent ne pas rester inactifs dans l'arène de confrontation politique que constitue le projet d'APM. Chaque groupe poursuit des objectifs qui lui sont propres et qui cimentent, pour un temps donné, sa cohésion. Ces objectifs peuvent être affichés, cachés, conformes ou non à ceux poursuivis officiellement dans la création de l'AMP. Dans l'exemple malgache du projet d'APMC de Tuléar, on a ainsi affaire à des ONG environnementales créées pour produire l'expertise scientifique locale, à des associations à base professionnelles (pêcheurs, hôteliers, guides touristiques...), d'autres regroupant des leaders politiques locaux... Tout ceci est mouvant en fonction de l'évolution du paysage institutionnel et des intérêts qui s'y inscrivent. Ce bourgeonnement permanent (pour reprendre une analogie biologique un peu facile) induit des coûts de transaction non négligeables (Chaboud et Galletti, sous presse), et l'on peut sans risque parler de « prolifération institutionnelle » comme l'a fait S. Berry (1989) qui peut devenir contreproductive au regard de l'objectif collectif poursuivi (Baghwati, 1982). Ainsi dans le cas du projet d'APMC de Tuléar, est-on arrivé à une absence de leadership légitime, la multiplicité des organisations en présence conduisant à une dilution des responsabilités et à une relative déshérence du dossier de création.

Un aspect dominant des stratégies locales à l'œuvre semble être l'affirmation, la remise en cause ou la constitution d'emprises territoriales. Le rapport au territoire reste l'un des marqueurs importants des identités locales (souvent oubliées ou niées mais revitalisées par la décentralisation et les ajustements politiques qui ont suivi). L'emprise territoriale est aussi bien sûr économique, que se soit par la fiscalité locale (qui explose en volume et en modalités grâce à la

décentralisation¹⁵), par la polarisation des flux de marchandises et des activités (rôle des marchés ruraux mais aussi des nouveaux pôles économiques liés au tourisme) et les effets de corridors locaux (par exemple les sites de débarquement urbains d'où partent ou convergent les goélettes, pirogues et transports maritimes de touristes). Il est clair que la constitution d'AMP constitue un évènement majeur dans la politique locale puisqu'il contribue à tracer une nouvelle carte de répartition des droits et obligations mais aussi des pouvoirs. Dans le cas de l'APMC de Tuléar on voit ainsi tenter de s'affirmer un groupe qui n'avait pas jusqu'ici d'emprise territoriale forte¹⁶ mais dispose d'une forte identité maritime revalorisée par le projet de création. Il s'agit du groupe Vezo dispersé dans un chapelet de villages littoraux du sud de la région de Tuléar jusqu'à Morombe. La stratégie de mobilité halieutique qui a longtemps été la leur (Koechlin, 1975), déjà en partie délaissée près des centres urbains (Fauroux et al, nd) ne risque-t-elle pas d'être reconsidérée par les opportunités offertes par la création de l'AMP ?

L'exemple de la création en 1998 de l'AMP communautaire d'Anakao est à ce titre très évocateur. Cette AMP intègre une île (Nosy Ve) où est traditionnellement célébré le culte d'esprits *Vorombe*, sous le contrôle des responsables d'un lignage de pêcheurs *Vezo* d'Anakao. La responsabilité d'un tel culte est un capital social et culturel important qui est converti en capital économique à l'occasion des offrandes accordées aux *Vorombe* (à l'occasion d'actes de la vie courantes ou de cérémonies) ou des sommes d'argent confiées à la gestion des individus en charge du culte (Chaudat, 1993). Le premier responsable de l'association gérant l'AMP, créée avec l'appui de l'administration et d'ONG, est un des Aînés du lignage responsable du culte qui a ainsi vu ses responsabilités traditionnelles reconnues par un acte officiel : le *dina*¹⁷ relatif à l'aire protégée légalise les interdits coutumiers (*fady*) liés aux cultes traditionnels sur l'ensemble de l'AMP.

Dans le cas du projet d'AMPC de Tuléar, en cours de constitution, une vingtaine de sites a été proposée comme «noyau dur», c'est-à-dire soumis à des règles d'usage et d'accès stricts. Parmi eux, sept sont des sites sacrés «provinciaux» qui constituent des marqueurs territoriaux forts pour les communautés villageoises.

La création d'AMP constitue donc, pour les communautés locales une opportunité d'affirmer ou d'étendre leurs droits et donc leurs capacités à s'inscrire dans la future économie des aires protégées. Ceci n'est pas contradictoire avec les objectifs environnementaux du projet auquel les populations peuvent ou non adhérer, sachant que la préférence pour la conservation n'est jamais acquise (Baland et Plateau, 1996). Il apparaît cependant que les enjeux réels suscités par les AMP débordent largement du strict cadre environnemental, c'est peut-être là que se trouveront les raisons profondes de la réussite ou de l'échec de ces expériences.

3. L'IMBRICATION DES SPECIFICITES ET L'APPROCHE PLURIDISCIPLINAIRE DE LA QUESTION DE LA GOUVERNANCE DES AMP

3.1 De l'AMP perçue par discipline, à l'AMP objet d'analyse pluridisciplinaire

Si la tentation de penser la spécificité de l'AMP par discipline de recherche, est forte, elle se

¹⁵ On assiste à la multiplication des prélèvements de «ristournes», taxes locales perçues sur les productions locales, les flux traversant un territoire, ou encore sur les moyens de production. Leur multiplication est liée aux nouveaux pouvoirs des maires, accordés ou octroyés, dans le cadre de la décentralisation.

¹⁶ Ce groupe spécialisé dans la pêche et le transport maritime, à la différence des autres groupes humains de l'ouest et du sud-ouest (*Sakalava*, *Masikoro*, *Mahafaly*) n'a jamais constitué de royaume sous l'autorité de dynasties royales, par contre il a été, jusqu'au XIX^{ème} siècle, sous le contrôle politique et donc territorial des souverains *Masikoro Andrevola* ou *Mahafaly* plus au sud.

¹⁷ Convention locale qui définit les droits et obligations relatifs à l'usage de ressources communes.

heurte à deux contraintes qui font des AMP un objet d'étude pluridisciplinaire.

En premier lieu, l'AMP est un objet complexe, on serait même tenté de dire un système complexe. Toute lecture strictement disciplinaire ne conduit qu'à dévoiler une partie des ensembles et relations qui le structure et la compréhension de l'organisation du système AMP nécessite le concours d'autres disciplines de manière à ce que l'objet AMP soit appréhendé dans toute sa globalité et sa complexité.

En second lieu, les spécialistes de chaque discipline s'intéressant aux AMP sont très peu nombreux au niveau national, quel que soit le pays considéré en Europe. L'accroissement du nombre d'AMP dans la zone intertropicale conduit à une augmentation très importante de la demande d'études pluridisciplinaires sans que l'offre s'accroisse, bien au contraire. Il est donc rare qu'une véritable équipe de spécialistes de différentes disciplines puisse être réunie. La plupart du temps on se contente d'associer un expert des sciences biologiques et un expert des sciences dites «sociales», terme sous lequel sont réunies des disciplines aussi diverses dans leurs problématiques et leurs méthodes que l'anthropologie, le droit, l'économie, l'histoire, la géographie, les sciences politiques et la sociologie, mais il arrive aussi que l'étude soit confiée à un unique expert. Cette situation contraint les chercheurs d'une discipline donnée à investir le champ des disciplines connexes, voire celui d'une discipline thématiquement plus éloignée mais dont la contribution est indispensable à la compréhension du système AMP. Tendance ainsi à se créer, par l'amalgame d'empreintes pas toujours bien assimilés à plusieurs disciplines, une approche disciplinaire «hybride», que d'aucuns pourraient qualifier de «science sabir des AMP». La faiblesse de l'offre scientifique se rapportant aux AMP des pays du Sud s'explique par le nombre restreint de chercheurs spécialisés sur les écosystèmes et encore plus sur les socio-systèmes littoraux. On est là face à un réel problème de formation universitaire. D'une manière générale, les départements de sciences sociales s'intéressent peu au milieu littoral, encore moins au milieu marin et les étudiants formés sur le monde rural ou la ville préfèrent s'investir sur ces terrains connus dans le cadre de leurs recherches de «master» et de doctorat plutôt que d'aborder les mondes inconnus du bord de mer. En Afrique de l'Est, une réflexion est en cours au sein de la WIOMSA (Western Indian Ocean Marine Science Association) qui fédère les chercheurs littoraux de 9 pays¹⁸ pour monter des cursus pluridisciplinaires permettant à côté des océanographes biologistes chimistes et physiciens de former des généralistes des milieux littoral et marin ainsi que des chercheurs en sciences sociales disposant de bonnes connaissances sur l'environnement côtier.

Par ailleurs, en sus de deux contraintes évoquées, un troisième sans doute, celle de l'imbrication de multiples spécificités de l'AMP et dans l'analyse de l'AMP qui oblige à une analyse plus pluridisciplinaire.

On constate qu'en général, les spécificités qu'une discipline, par exemple l'économie, remarque dans une AMP, finissent par avoir des conséquences dans une autre discipline, par exemple le droit. Ainsi on constate que des spécificités géographiques ou économiques de l'AMP finissent par entraîner des implications juridiques qui vont distinguer le cas AMP du cas aire protégée terrestre (AP).

Une spécificité géographique produit des conséquences juridiques dont il faut tenir compte quand un système de gestion de l'AMP est installé et qu'il doit fonctionner : le fait que l'AMP se présente comme un espace ouvert sur la façade maritime implique des difficultés de contrôle et de surveillance des intrusions par voie de mer sans commune mesure avec les cas de périmètres terrestres, et suscite généralement des conflits forts entre les institutions de gestion des AMP et les opérateurs économiques (filiale pêche, ministère des pêches...). Les exemples de ces conflits et

¹⁸ Kenya, Tanzanie, Mozambique, Afrique du Sud, Seychelles, Comores, Madagascar, Réunion, Maurice.

de la nécessité de désamorcer des crises propres à l'AMP se retrouvent chaque fois que les ingrédients d'un même cocktail sont réunis, indépendamment du lieu où la pièce se joue (Cazalet, Féral, et al., 2004... sur les cas du Parc National du *Banc d'Arguin* en Mauritanie et de la Réserve de Biosphère de l'Archipel des Bijagos en Guinée Bissau). De même, le simple fait que l'AMP soit constituée le plus souvent d'espaces situés le long de la frange côtière (sauf les archipels évidemment) apporte des complications supplémentaires pour une gestion des AMP intégrée aux politiques d'aménagement du littoral; ceci faisant naître des conflits bien plus fréquents avec les élus et locaux des communes littorales et les opérateurs touristiques que l'on en trouve dans les aires protégées terrestres.

On sait aussi que des spécificités économiques liées à l'AMP suffisent à entraîner des conséquences juridiques; les zones susceptibles d'AMP sont plutôt très marquées par une pression qui s'amplifie et qui est exercée par les acteurs économiques sur les ressources naturelles littorales. En réaction, les autorités étatiques affichent, plus que sur les aires terrestres, une volonté de maîtrise de ces activités halieutiques, des flux humains et commerciaux et de l'installation des acteurs. Les autorités publiques, devant une AMP, ont tendance à mettre d'abord en avant l'arsenal juridique existant ou à construire sensé offrir la garantie d'une régulation efficace. Par ailleurs, dans les pays où le pouvoir central a du mal à faire respecter sa propre législation sur l'exploitation des ressources, les AMP sont parfois perçues par l'État comme un nouveau cadre permettant de mieux faire appliquer les lois, une manière d'exorciser toutes les situations de terrain où les autorités sont incapables de faire respecter leur propre législation.

D'une certaine manière, indépendamment de la culture administrative de chaque État et des comportements différents en matière de gouvernance environnementale, les traditions étatistes de contrôle du domaine maritime, contrôle militaire souvent, ont laissé des traces, que ravivent les conflits économiques entre acteurs auquel l'État central entend apporter un bémol, du moins une régulation, sous couvert d'interventionnisme économique minimum et nécessaire.

3.2. L'imbrication des spécificités de l'AMP et ses conséquences en termes de schémas de gouvernance

Dans les faits, les spécificités de l'AMP se combinent et obligent chercheurs et décideurs à quelques efforts académiques pour appréhender l'AMP et le problème de ses schémas de gouvernance comme un ensemble complexe à la jonction Nature/Société. Pour preuve, l'économie, de plus en plus concernée par des études de cas AMP, trouve dans cette question de l'AMP un champ fécond de collaboration avec le droit, du moins avec certaines de ses composantes qui étudient l'organisation du système d'administration dans lequel se coule le ou les modèles d'AMP qui étudient le mode de production des règles, les conditions de leur application, et l'analyse du système établi en se focalisant sur le fonctionnement quotidien de l'administration, de la gestion, du financement, du contrôle, de la sanction, de la négociation, de la régulation des crises, relatifs à l'aire protégée. Le changement institutionnel associé avec la mise en place d'AMP produit des effets multiples et parfois contre intuitifs qui interdisent une analyse simpliste ou naïve de leurs conséquences, et pour lequel le recours à deux disciplines analytiques est un avantage. Ainsi, l'économie verra que le modèle participatif qui sous-tend la délégation de gestion, souvent implicite dans la promotion de la bonne gouvernance, induit des coûts de transaction qui peuvent réduire l'efficacité économique des AMP. La «prolifération des institutions» observées par des auteurs dans d'autres domaines (Berry, 1989) semble bien aussi à l'œuvre dans le montage et la gestion des AMP, et l'on peut se demander si la recherche de rente «institutionnelle» n'est pas parfois alors contre-productive (Bhagwati, 1982) à l'égard des objectifs initialement poursuivis. Ainsi le droit tirera comme conséquences que les attermoissements du modèle participatif, inégalement couvert par la mise en place de gestion décentralisée, sont là

autant d'éléments qui commencent à annoncer le retour à un certain interventionnisme étatique, dans la conception et dans les méthodes, pour ce qui concerne les statuts légaux et les procédés de gestion des APMC. Cette remarque s'infléchit dans des situations de rapports politico administratifs très particuliers (cas en Nouvelle-Calédonie et en Polynésie française), entre l'État central français et les populations, dans le contexte d'une évolution vers l'autonomie de ces territoires, et dès lors l'émergence de nouvelles formes de co-gestion et de gestion délocalisée¹⁹ sont très spécifiques, datées, et peu exportables... Reste que bien plus généralement, le mouvement de recentralisation, dans la lignée du caractère régalien et centralisé de l'action environnementale rejaillit surtout quand les temps laissés aux acteurs non étatiques, entre eux, pour s'entendre, filent, sans que le consensus n'émerge, ou quand s'enlisent les tentatives d'harmonisation entre les modes d'action régaliens des administrations et de leurs démembrements et les modes de vie, consommation et prédateurs des habitants et acteurs historiques sur les ressources naturelles.

Comment replacer des États de l'Océan Indien ou d'Océanie dans cette tendance d'évolution ?

Par réapparition de l'État il y a, c'est d'abord une réapparition de nature politique centrée sur les tendances environmentalistes internationales. Depuis le sommet de Stockholm en 1972 puis celui de Rio de Janeiro en 1992, la protection de l'environnement et en particulier la création d'AMP constituent une thématique porteuse sur la scène internationale. Le régime du Président René aux Seychelles s'en était servi à la fin des années 70 pour se construire une image respectable en s'appuyant sur une rhétorique du type : « le politique qui protège les oiseaux et les récifs au profit des générations futures ne peut être un mauvais homme et les mesures autoritaires qu'il est amené à prendre (de manière temporaire espère-t-on) doivent avoir des justifications ». Ce bénéfice politique sur la scène internationale c'était soldé par un coût économique important, la création et le fonctionnement des AMP étant totalement à la charge de l'État seychellois. Depuis la situation a beaucoup évolué. De puissantes ONG internationales, notamment nord américaines comme *Conservation international* ou *Nature Conservancy* financent la majeure partie, voire la totalité, de la mise en place des aires protégées. Dans ce contexte, le coût supporté par l'État est modique (il se limite principalement au coût social) par rapport au bénéfice politique tiré de l'opération. Dans ces conditions, il n'est guère étonnant que des pays océaniques aux ressources économiques limitées comme les États Fédérés de Micronésie et les Marshall se lancent dans ce type d'opération qui relève à la fois de la captation d'une rente politique et économique (David, 2003b).

Dans l'Océan indien, l'on peut croire, de même, que du fait de la multiplication des AMP, l'État n'a plus les moyens d'assurer ses prérogatives de créateur d'AMP et de gestionnaire et laisse le champ libre à de nombreuses ONG internationales de début de la procédure de classement à la fin. Ceci s'explique aussi par la diminution de la capacité effective d'intervention des États en raison de l'encadrement drastique des dépenses publiques, alors que la protection de l'environnement figure, pour certains États, parmi les conditionnalités du soutien extérieur accordés par les bailleurs bi ou multilatéraux (au premier rang desquels la Banque Mondiale). En réalité, il convient d'être beaucoup plus nuancé. Si l'on identifie un retrait massif de l'État concernant soit le financement du fonctionnement des AMP (cf. notamment la mise en place de fonds fiduciaires gérés par ces même ONG internationales et dans lesquelles l'État n'est qu'un partenaire parmi d'autres), soit les procédés de négociations avec les communautés locales, l'État reste cependant présent. Il ne peut être contourné sur l'ensemble des aspects administratifs et d'officialisation de l'AMP par le droit, ainsi que sur l'aspect d'inscription juridique de celle-ci

¹⁹ Il faut signaler ici qu'autonomie politique n'est pas toujours synonyme de transferts de compétence aux populations locales, au sens retenu dans ce texte.

dans le contexte juridique environnant (la GIZC, les décentralisations, le développement des associations, le recours aux agences, le cadre juridique de secteurs comme la pêche ou le tourisme...). Quand bien même dans le cas de Madagascar ou des Comores, l'État subit de tels délitements que les bailleurs de fonds environnementaux ont pris la main sur la processus de création des d'AMP (notamment et même parfois uniquement à travers la maîtrise du financement et de fonctionnement de l'AMP que les services d'État ne peuvent pas supporter) le bailleur ne s'affranchit pas du besoin d'État, toujours indispensable pour que celui-ci entérine le statut légal de l'AMP, le zonage, la police de l'AMP etc... Et toutes les démarches de séduction des services d'État par les bailleurs à cette fin sont employées. Une fois le cadre juridique installé, le bailleur se propose souvent d'assurer la gestion ou d'en parrainer le transfert auprès d'une ONG.

Peut-être la vision que l'on peut avoir de la situation économique et juridique à Madagascar est-elle celle-ci. La relance du processus de création des aires protégées marines et côtières suite à l'engagement présidentiel de Durban en 2003 et à la mise en place de la « Vision Durban », constituée autour d'un collectif ad hoc de bailleurs de fonds, d'ONG et de représentants des ministères, relève plus d'un souhait d'accroître la représentativité des écosystèmes au sein du réseau national que d'une réelle stratégie à long terme. La taille des sites ainsi créés, à ce jour, est d'ailleurs insignifiante par rapport aux objectifs de Durban ce qui va à contre courant de la tendance actuelle en matière d'aires terrestres.

La plupart des ONG de conservation sont de plus en plus conscientes de la nécessité d'établir des règles juridiques claires et respectées pour la mise en œuvre des politiques ou actions environnementales. La pérennité de leurs actions passe non seulement par une adhésion politique au sein de l'appareil administratif du pays concerné, notamment les échelons centraux de ces derniers, mais aussi par un arsenal juridique solide en appui. C'est la raison pour laquelle les aspects juridiques sont de plus en plus prioritaires dans le domaine des politiques environnementales, élément qui n'apparaissait pas il y a une dizaine d'années. L'efficacité de l'action des bailleurs dépend donc en grande partie de leur capacité de lobbying politique et juridique auprès de l'État. La vision Durban à Madagascar constitue un bel exemple de cette activité de lobbying. Tous les acteurs s'accordent à dire que la mise en place des nouvelles aires protégées dans les cinq années à venir s'appuie sur un relais politique fort sans lequel le processus n'aurait jamais pu être amorcé. Par conséquent, s'il y a un désengagement de l'État dans le sens où ce dernier n'est pas (mis) en mesure d'élaborer et de financer des politiques environnementales de manière autonome, il reste un acteur incontournable dans la mise en œuvre de toute politique publique de par ces fonctions régaliennes, celle de produire le droit nécessaire à ces schémas d'AP et d'AMP.

Les relations entre des bailleurs qui détiennent l'apport financier mais pas la légitimité politique et l'administration qui est dans une situation inverse, produisent des équilibres instables qui peuvent périodiquement conduire à une « redistribution des cartes ». Les orientations politiques sont le résultat de ces jeux d'acteurs qui conduisent finalement à définir des priorités d'actions en fonction de la capacité de lobbying et celle de mobilisation des financements. La demande de textes juridiques destinés à régir ces relations inter-parties autour des aires protégées ne faiblit pas, avec le souhait de parvenir à sécuriser ce type de relations, les marges de manœuvres des parties prenantes, et les investissements financiers qui gravitent autour des chantiers prometteurs ou incertains que sont les aires protégées.

Le désengagement de l'État est par contre plus perceptible au niveau des projets de terrain compte tenu des difficultés rencontrées par l'administration déconcentrée et de la faiblesse de l'administration décentralisée qui débute. On assiste alors à un découpage du territoire national entre différents bailleurs de fonds réalisé en fonction de leurs priorités et de leurs zones

écologiques d'intervention programmée. L'histoire montre qu'à Madagascar, hormis l'UNESCO peu d'institutions sont parties prenantes de projets de création d'APMC. Selon la logique décrite précédemment, les grandes ONG influentes au niveau central seraient Conservation International, WWF et WCS, or elles concentrent principalement leurs efforts sur le territoire terrestre. Seul WCS semble développer un effort en direction des zones littorales.

L'exemple du fonctionnement du groupe Durban a constitué encore un bon exemple. En charge d'évaluer les priorités en termes de conservation, le groupe «priorisation» avait proposé une liste des sites prioritaires constituée à l'issue d'un tour de table en présence des différentes ONG impliquées. Au final, la liste affichait que les principales aires protégées seraient des sites terrestres... Ce n'est que par la suite qu'un sous-groupe «marin et côtier» fut constitué. Une carte (annexe 2) des priorités fut établie, mais peu prise en compte lorsqu'on la compare avec la carte définitive.

Une raison de ce décalage est également liée à l'enchevêtrement des prérogatives ministérielles et de prérogatives excentrées des ministères. En effet, une des spécificités des APMC reste intrinsèquement leur caractère transversal au niveau administratif. Alors que les aires terrestres relèvent du ministère de l'environnement et des eaux et forêts (MINENVEF à Madagascar), souvent coiffés par une même administration, les AMP impliquent la plupart du temps, le ministère de l'agriculture et des pêches (MAEP à Madagascar). Ainsi, à Madagascar même si les priorités écologiques envers le domaine marin et côtier furent établies assez tôt (fin 2003 début 2004) et donnant lieu à la carte insérée réalisée par le Ministère de l'environnement et des eaux et forêts et l'Association de gestion des aires protégées (ANGAP), il faut attendre janvier 2005 pour que la Commission Pêche-Environnement soit instituée, avec comme objectif, de définir les priorités de conservation en zone côtière, le Groupement des Aquaculteurs et Pêcheurs de Crevettes à Madagascar (GAPCM)²⁰ apparaissant alors dans la négociation. De fait, l'absence de proximité institutionnelle entre les ONG de conservation et les professionnels de la pêche a retardé le processus de création et consolidation d'AMP ou APMC en nombre le GAPCM ayant surtout porté l'attention sur les processus de mise en protection dans les baies du Nord-Ouest de Madagascar où l'activité de pêche est particulièrement intense.

Ainsi, dans l'élaboration des politiques publiques, le rôle d'acteurs non nationaux de l'aide au développement ou d'agences extériorisées des ministères, a un impact de plus en plus direct et fort sur la conception et les orientations des politiques environnementales en lien avec un État central qui peut difficilement être proactif compte tenu de ses faibles ressources. Le choix et le rythme auquel ces choix sont réalisés, entre AMP et AP terrestre par exemple ou entre tel ou tel lieu d'implantation, dépend des priorités que ces acteurs définissent dans une logique qui leur est propre²¹. La carte du projet d'AMPC de Tuléar (annexe 3) montre bien la difficulté des arbitrages et négociations qui ont conduits à l'actuel projet de zonage.

Au titre des tendances récentes à Madagascar, se profile désormais la possibilité de contrats de concession dont l'objet n'est pas encore clairement défini. Le développement futur des contrats

²⁰ Il s'agit d'une organisation professionnelle regroupant les principales firmes industrielles de pêche et d'aquaculture crevette, créée en 1995 avec l'appui de la coopération bilatérale française. Il contribue à la prise en compte du point de vue des industriels dans les choix relatifs à la gestion des pêches et, plus généralement, des ressources naturelles dans les zones où sont la pêche ou l'aquaculture crevette.

²¹ Un bon exemple peut être fourni par le projet de Territoire de Développement et de Conservation développé par la Coopération française (Carrière *et al.*, 2006). Dans le projet d'APMC de Tuléar au sud-ouest, une partie relevait du fleuve de l'*Onilahy*. C'est ce dernier qui fait l'objet d'un soutien sous la forme d'un projet pilote de la Coopération Française qui vise à gérer durablement les forêts qui borde le fleuve qui se jette au sud du lagon de Tuléar. Les acteurs impliqués dans ce projet sont ceux qui étaient en partie engagés dans le processus de création de l'APMC, notamment le Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement SAGE qui regroupe les anciennes cellules Environnement Marin et Côtier de l'Office National de l'Environnement (ONE).

de concession risque d'accentuer les conflits d'usage le long des fronts de mer. En effet, comme nous le détaillons dans une autre communication (Méral *et al.*), l'orientation prise consiste à développer des mécanismes de financement durable des aires protégées parmi lesquels les contrats de concession. Ces derniers peuvent prendre plusieurs formes (location-gérance, contrat d'exploitation...) mais tous auront pour objectif de transférer la gestion de certaines parties des aires protégées (essentiellement les parcs nationaux) à des opérateurs touristiques. Le risque de dépossession devrait s'accroître avec les contrats de concession : le choix des opérateurs touristiques susceptibles de souscrire des contrats auprès de l'ANGAP portera sur les sites à forte valeur ajoutée. Dans de nombreux cas, c'est la frange littorale qui est concernée, avec les trois sites les plus visités à Madagascar (*Nosy Be, Ifaty et Sainte Marie*) (Madio, 2000), les opérateurs touristiques chercheront naturellement à capter cette clientèle et proposeront à l'ANGAP la mise en concession de ces sites. Dans une telle situation, le poids des opérateurs touristiques, nantis d'un contrat de concession, devrait s'accroître au détriment des autres usagers du littoral.

3.3. Les AMP, creuset d'efforts particuliers tentés par les pouvoirs publics et les organismes privés

D'une certaine manière, il ne s'agit plus ici d'identifier les spécificités *a priori* de l'objet nouveau qu'est devenu l'aire marine par opposition à l'aire terrestre, mais de relever que le secteur des AMP devient spécifique du fait des efforts (en temps, moyens, réflexions, projets) que tentent les décideurs publics et les institutions qui les relayent dès lors qu'il s'agit d'une aire marine et parfois aussi côtière. Les différences initiales entre APMC sont lissées et les APMC peuvent être rapprochées par les échecs et résistances qu'elles rencontrent. Une culture des gestionnaires d'APMC n'est-elle pas en train de naître ? Si l'on compare les expériences, on relève :

- un effort de clarification des situations juridiques sur ces terrains institutionnellement plus complexes que deviennent les APMC, ces demandes de clarification émanant des bailleurs de fonds ou d'institutions centrales et décentralisées impliquées.
- une prise de conscience, par les autorités déjà responsables de l'APMC (ou à venir), des nouvelles articulations entre échelles de pouvoir suggérées par le développement des décentralisations administratives formelles et par les situations de pouvoir localisé de fait.
- une double tentative par l'État d'améliorer l'insertion de son action juridique de conservation dans les systèmes d'acteurs territoriaux. D'une part, l'État semble vouloir commencer à légitimer les pratiques «décentralisées de fait» que sont les actions de régulations menées, sur les zones et ressources côtières et marines, par des acteurs préexistants à l'AMP. On vise ici cet essai de récupération des capacités des individus/groupes locaux à réaliser l'auto surveillance des zones, la récupération de l'existence de règles anciennes ou renouvelées d'accès, l'intérêt repris pour l'usage de systèmes de sanctions selon une gamme élargie et/ou efficace quand il s'agit de protéger la ressource. D'autre part, l'État paraît ainsi commencer à formaliser juridiquement une gouvernance de droit pour les AMP, qui devrait se baser non seulement sur une construction nouvelle et moderne de la décentralisation administrative et politique, mais aussi et autant sur les pratiques de régulation des acteurs locaux même si longtemps présentées comme informelles ou peu connues, voire archaïques... C'est au cas par cas qu'il faut analyser les transformations de la gouvernance (Galletti, 2006^b) de ces territoires AMP et des secteurs qu'elles abritent ; parfois la co-gestion traduit l'impuissance de l'État à gérer les AMP (mais ceci vaut plus pour les aires terrestres), parfois elle est vécue comme une solution par défaut, dont le seul coût pour l'État est sa mise en forme juridique (donc coût réduit). Le coût politique est plus élevé car il s'agit d'un certain abandon de souveraineté et de prérogatives interventionnistes centralisées. Les bénéfices sur la scène internationale sont cependant un facteur de satisfaction, la co-gestion étant «à la mode» en matière de gouvernance environnementale.

Au final, dans toutes les APMC, l'État central, parfois au plus haut niveau institutionnel, est tiraillé: entre une volonté (utopique ?) d'accorder ensemble ces multiples emprises gestionnaires et de droit sur une zone maritime donnée, ce qui le paralyse, puisqu'il n'arrive pas à organiser juridiquement cette complexité institutionnelle concurrente... à la sienne, et entre la formule opposée qu'est la tentation recentralisatrice et autoritaire visant à faire du périmètre de l'AMP un espace distinct des espaces ordinaires non protégés ou protégés, donc un espace particulier où les règles du droit commun sont écartées au profit de règles plus restrictives (d'accès, de prélèvement, de déplacement, de valorisation...). L'État organise ici une autre forme de maillage du territoire. On a dans ce cas un espace APMC sur lequel l'État, par le biais de ses agents, s'impose plus fortement encore (réglementation, police administrative, contrôle, répression éventuelle). La gestion de cet espace APMC est laissée soit à un établissement public (mais la diminution ou la stagnation des budgets publics est une constante) soit à un établissement privé, créé à cette intention, rattaché à l'État ou infiltré par des bailleurs privés, ne serait-ce que par le quantum des fonds privés et/ou exogènes investis pour assurer cette fonction de gestion.

Conclusion

Dans le cadre général de l'Action Inter-Départements de l'IRD relative aux Aires protégées 2004-2006, et de l'axe «Passer de la connaissance à l'action», il ne s'est pas agi avec cette contribution relative aux AMP, de participer seulement à un «état des lieux» de ce que sont les AMP, mais d'augmenter «l'état de savoirs» sur elles: Les données importent moins que de savoir ce que l'on veut en faire, comment le faire, et au bénéfice de quels milieux et de quels acteurs installer des AMP. D'autant qu'il faut en assumer le coût puisque que les *bénéfices en termes de conservation* biologiques et culturels ne sont pas immédiats et que la conservation coûte et que surtout les *bénéfices en termes économiques*, plus ou moins rapides, issus d'installation d'AMP, peuvent se décliner de maintes façons sous la forme de résultats économiques durables, *partagés, ou non*. Ce dernier point est extrêmement important car certaines formes de bénéfices induits par l'AMP peuvent être à l'opposé de l'amélioration des conditions de vie des individus et groupements les plus en difficulté que prône pourtant le développement durable (le développement durable pris ici dans ses aspects de *poursuite de la réduction de la pauvreté et de meilleure répartition des richesses entre bénéficiaires*, et non pris dans ses aspects de *conservation des ressources naturelles* dans lesquels l'AMP-outil de conservation s'inscrit sans ambiguïté majeure, voire parfaitement (Galletti, 2002).

Bibliographie

- ADJEROUD M., CHANCERELLE Y., SCHRIMM M., PEREZ T., LECCHINI D., GALZIN R., SALVAT B., 2005. Detecting the effects of natural disturbance on coral assemblages in French Polynesia: A decade survey at multiple scales. *Aquatic Living Resources*, 18: 111-123.
- ALLISON, G.W., 1998, Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation, *Ecological Applications* 2:79-92
- ANDERSON L.G., 1977, *The economics of fisheries management*, the Johns Hopkins University Press, Baltimore and London, 214 pages.
- BAGHWATI J.-N., 1982, Directly unproductive profit-seeking activities. *Journal of Political Economy*, 90 : 988-1003.

- BALAND J.-M., PLATEAU J.-P., 1996, *Halting degradation of natural resources. Is there a role for rural communities*. FAO, Clarendon Press, Oxford.
- BERRY S., 1989, Social institutions and access to resources, *Africa*, 59 (1) : 41-55.
- BOERSMA P.D., PARRISH J.K., 1999, Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution, *Ecological Economics* 31:287-304
- BOUCHER J, Cury P., 2005, Biodiversité : défis pour la gestion des pêches In : Barbault R. (sous la dir. de) *Biodiversité, science et gouvernance*, actes de la conférence internationale, paris 24-28 janvier 2005 : 208-211.
- BROTHERS E.B., WILLIAMS D., SALE P.F., 1983, Length of larval life in twelve families of fishes at "One Tree Lagoon", Great Barrier Reef, Australia, *Marine Biology*, 76:319-324
- BUSSON F. (2003). La fin des îles : de l'inadaptation du modèle de protection insulaire au contexte de la mondialisation. in Lebigre J.M. et Decoudras, P.M. (eds.) *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*. Bordeaux, Université de Bordeaux 3, CRET, Coll. "Iles et archipels", 32 :43-50.
- C3EDM, 2005, *Indicateurs économiques pour l'évaluation des transferts de gestion*, rapport du C3EDM, Antananarivo, 35 p.
- CARRET J., LOYER D., 2004, *Comment financer durablement les aires protégées à Madagascar*, document de travail, Banque Mondiale, AFD.
- CAZALET B., 2004, *Genèse conceptuelle et analyse des politiques de gestion des APCM d'Afrique de l'ouest (PNBA, RBDS, RBAB)*, rapport de travail WP4, Projet européen CONSDEV, Perpignan, 61p.
- CAZALET B., 2005, Les aires marines protégées à l'épreuve du sous-développement en Afrique de l'ouest, *Vertigo* (Canada), Vol. 5, N°3, 20p.
- CAZALET B., FERAL F., J.Y, WEIGEL, et al., 2005, *Options de politiques publiques pour la gestion des aires protégées marines et côtières ouest-africaines : Parc National du Banc d'Arguin, Réserve de Biosphère du Delta du Saloum, Réserve de Biosphère de l'Archipel Bolama Bijagos*, rapport de synthèse WP6, Projet européen CONSDEV, 42p.
- CHABANET P., ADJEROUD M., ANDREFOUËT S., BOZEC Y.M., FERRARIS J., GARCIA-CHARTON J., SHRIMM M. 2005. Human-induced physical disturbances and indicators on coral reef habitats: a hierarchical approach. *Aquatic Living Resources*, 18 :215-230
- CHABOUD C., GALLETTI F, sous presse, Existe-t-il des spécificités juridiques et économiques des aires protégées marines et côtières (APMC) ? Une question de gouvernance, Ed. G. Froger et F. Galletti, *Tiers-Monde, numéro spécial, Gouvernance des Aires Marines Protégées dans les pays en Développement*
- CHABOUD C., CURYP, 1998.-Ressources et biodiversité marines, *NSS* 6 (1) : 20-25.
- CHABOUD C., GOEDEROT S. 2006.-Interactions entre pauvreté et dynamique de la biodiversité marine et littorale dans le sud-ouest de Madagascar, In : IFB, *Dynamique de la biodiversité et modalités d'accès aux milieux et aux ressources*, séminaire de l'IFB, Fréjus 7-9 septembre 2005 :80-94
- CHABOUD C., MERAL (P.), ADRIANAMBININA D., 2004.-L'écotourisme comme nouveau mode de valorisation de l'environnement : diversité et stratégie des acteurs à Madagascar. *Mondes en Développement*, (32), 1 : 11-32.
- CHABOUD C., sous presse, Les enjeux de gestion et de valorisation des ressources marines face à la pauvreté. Le cas du sud-ouest de Madagascar. *Etudes rurales*.
- CHAUDAT P., 1993. La possession Vorombe dans la région de Tuléar. *Galaxie anthropologique*, n°2-3 : 130-136.

CHIAPPONE M., SULLIVAN SEALEY K.M., 2000, Marine reserve design criteria and measures of success: lessons learned from the Exuma Cays land and sea park, Bahamas, *Bulletin of Marine Science* 2:691-705

CLUA E., BELIAEFF B., CHAUVET C., DAVID G., FERRARIS J., KRONEN M., KULBICKI M., LABROSSE P., LÉOPOLD M., LETOURNEUR Y., PELLETIER D., THÉBAUD O., LEOPOLD M. 2005. Towards a multidisciplinary indicator dashboard for coral reef fisheries management. *Aquatic Living Resources*, 18 :199-213

Commission Environnement Pêche, 2005, *Les sites de conservation potentiels en zones humides, côtières et marines*, document de travail, Antananarivo, 15 pages.

CORLAY, J.P. (1995.) Géographie sociale, géographie du littoral. *Noréis*, n° 165, janv.-mars, pp. 247-265.

CORLAY, J.P. (1998). 'Facteurs et cycles d'occupation des littoraux ». In Miossec, A. (dir.) *Géographie humaine des littoraux maritimes*. Paris : CNED-SEDES, chap. 2, pp. 97-170.

COSTANZA R., ARGE R. d', GROOT R. de, FARBER S., GRASSO M., HANNON, B. LIMBURG K. Naeem S., O'NEILL R.V., PARUELO J. , RASKIN R. G. SUTTO, P., BELT VAN DEN M., 1997.-The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, vol 387, may 1997 : 425-259.

DAVID G., ANTONA M, BOTTA A., Daré W, Denis J., Durieux, L., LOINTIER, M, MIRAULT, E., THOMASSIN, A. (2005). La gestion intégrée du littoral récifal de la Réunion : de la connaissance scientifique à l'action publique, jeux d'échelles et jeux d'acteurs. Colloque «Prospectives du littoral, perspectives pour le littoral». Paris, MEDD, 1-2 mars 2005 16 p. multigr.

DAVID G., HÉNON C., CHABOUD C., PLANTE R., 2003.-World and local heritage, the relationships between conservation and development: the example of the coelacanth. *Int. J. Environment and Sustainable Development*, Vol. 2, N°2 : 122-138.

DAVID, G. (1998). Les aires protégées, laboratoires de la gestion intégrée des zones côtières : l'exemple des pays membres de la Commission de l'Océan Indien. *II rencontre Dynamiques sociales et environnement, Bordeaux 9-11 septembre 1998*. Bordeaux, UMR-Regards CNRS-Orstom, t. 2 : 343-360.

DAVID, G. (2003). Les aires protégées littorales de la zone de la Commission de l'Océan Indien. in Lebigre J.M. et Decoudras, P.M. (eds.) *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*. Bordeaux, Université de Bordeaux 3, CRET, Coll. "Iles et archipels", 32 :55-72.

DAVID, G. (2003b). Mondialisation et recompositions territoriales et identitaires en Océanie insulaire, *In Les îles rêvées*. Paris, Presses Univ. de la Sorbonne, 2003, pp. 140-170.

DAVID, G. (2003c). La pêche récifale en Océanie: socio-systèmes et systèmes d'exploitation, logiques d'acteurs et logiques de territoires. Montpellier, 6ème Forum Halieumétrique «Connaissance scientifique et demande sociale : Montpellier 24-26 juin 2003, pp. 134-148.

DAVID, G. LO, H. et SOULE, M. (2003). Le parc marin de Mohéli (Comores), de la protection des tortues à la gestion de l'espace insulaire. In Lebigre J.M. et Decoudras, P.M. (eds.) *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*. Bordeaux, Université de Bordeaux 3, CRET, Coll. "Iles et archipels", 32 : 121-135.

DAVID, G., MIRAULT, E., Quod, J.P., THOMASSIN, A. (2006). *Les concordances territoriales au cœur de la gestion intégrée des zones côtières : l'exemple de la Réunion*. Colloque Interactions Nature-Société, analyse et modèles. La Baule, 3-6 mai 2006, 6 p.

DE LA TORRE-CASTRO, M.C. (2006) *Humans and seagrasses in East Africa, a social-ecological approach*. Doctoral thesis in Natural Resource mangement, Stockholm, Department of systems Ecology, Stockholm university, 62 p. + 5 annexes.

DORY, D. (1989). La géographie fondamentale : de l'exigence au projet. *Espace Temps*, n° 40-41, pp. 21-25.

DUMONT L., 1971, *Homo hierarchicus. Essai sur le système des castes*, Paris, Gallimard, 1971

FAO, World Bank, 2006, "Then rent drain", towards an estimate of the loss of resource rents in the world's fisheries. *Report of the Fao/world Bank study design workshop*, january 17-18, 2006.

FAUROUX E., LAROCHE J., MARIKANDIA M., *Brève esquisse d'une description de la société Vezo (littoral occidental de Madagascar) à la fin du XX^{ème} siècle*, document de travail, ERA CNRE OTRSOM, Toliara, 27 pages.

FICHEZ R., ADJEROUD M., BELIAEFF B., BOZEC Y.M., BREAU L., CHANCERELLE Y., CHEVILLON C., FROUIN P., KULBICKI M., MORETON B., PAYRI C., PEREZ T., SASAL P., THÉBAULT J., 2005. Selected indicators of anthropogenic inputs of particles, nutrients and metals in coral reef lagoon systems. *Aquatic Living Resources*, 18: 125-147

GALLETI F., sous presse, La construction juridique du développement durable par le droit, les politiques publiques, et la science administrative. L'exemple des difficultés posées par la gestion juridique durable de la biodiversité à Madagascar, in, Méral P, Froger G., Chaboud C. (Dir.), *Le développement durable pour les Pays les moins avancés : utopie ou nécessités ?*, éd. Karthala, à paraître 2006.

GALLETI F., 2002, -Le Droit de l'environnement, un ensemble de normes juridiques pour le Développement durable?- in *Le Développement durable -Tome II- Emergence d'une norme juridique*, Revue *Némésis* n°4, J.-M. Février (Dir.), C.E.R.T.A.P., P.U.P. : 239-275.

GALLETI F., 2006^a, -Quelle(s) gouvernance(s) pour le développement durable face à la mondialisation. Le cas de Madagascar-, Introduction à la Partie Troisième de *La mondialisation contre le développement durable ?*, G.Froger (Dir.), P.I.E. Peter Lang Presses interuniversitaires européennes, Bruxelles:218-233.

GALZIN R., HARMELIN-VIVIEN M., 2000, Ecologie des poissons des récifs coralliens, *Océanis* 26(3)

GAY, J.C. (2003). Discontinuités et aires protégées. in Lebigre J.M. et Decoudras, P.M. (eds.) *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*. Bordeaux, Université de Bordeaux 3, CRET, Coll. "Iles et archipels", 32:17-27.

GRENIER, C. (2003)- Discontinuité et accessibilité des aires protégées : du modèle insulaire au modèle réticulaire. in Lebigre J.M. et Decoudras, P.M. (eds.) *Les aires protégées insulaires et littorales tropicales*. Bordeaux, Université de Bordeaux 3, CRET, Coll. "Iles et archipels", 32 : 29-42.

JOHANNES R.E., 1998, The case for data-less marine resource management: examples from tropical nearshore finfisheries, *Trends in Ecology and Evolution*, 2: 243-246

KELLEHER, G, BLEAKLEY, C AND WELLS, S. (1995). *A Global Representative System of Marine Protected Areas*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, The World Bank, and IUCN, Washington, D.C. 4 vols.

KOECHLIN B., 1975, *Les Vezo du Sud-Ouest de Madagascar : contribution à l'écosystème de semi nomades marins*. Paris, La Haye, Mouton, Ecole Pratique des hautes Etudes, 243 pages.

LALOË F., 1989, Un modèle global avec quantité de biomasse inaccessible dépendant de la surface de pêche. Application aux données de la pêche d'albacores (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique-Est, *Aquat. Living Resources*, 2 : 231-239.

MERAL P., 2005, Fondements , limites et perspectives de l'analyse coûts -avantages, *Revue Liaison Energie Francophonie*, n°66-67 : 40-45.

MOLBERG F.; FOLKE, C. (1999). Ecological goods and services of coral reefs ecosystems. *Ecological economics*, 29 : 215-233.

- MOLBERG, F. ; RÖNNBÄCK, P. (2003) Ecosystems services of the tropical seascape : interactions , substitutions and restoration . *Ocean and Coastal Management*, 46 (1-2) : 27-46.
- OLIVIER DE SARDAN J.-P., 1998, *Anthropologie et développement. Essai en socio-anthropologie du changement social*, APAD, Karthala.
- PATISSON, W. (1964). The four traditions in geography. *Journal of Geography*, vol.63 : 85-95.
- PELLETIER D., CLAUDET J., FERRARIS J., BENEDETTI-CECCHI L., GARCÍA-CHARTON J.A. 2006. Models and indicators for assessing ecological and fisheries-related effects of Marine protected Areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (soumis)
- PELLETIER D., GARCÍA-CHARTON J.A., FERRARIS J., DAVID G., THÉBAUD O., LETOURNEUR Y., CLAUDET J., AMAND M., KULBICKI M., GALZIN R. 2005. Designing indicators for evaluating the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources*, 18 : 15-33.
- RAWLS J., 1971, *A theory of justice*, Cambridge Mass. Harvard University Press.
- RICHARD, J.-F. (1989). *Le paysage un nouveau langage pour l'étude des milieux tropicaux*. Paris, Orstom Col Initiations-doc techn. n°72, 210p.
- ROBERTS M.C., BOHNSACK J.A., GELL F., HAWKINS J.P., GOODRIGE R., 2001, Effects of marine reserves on adjacent fisheries, *Sciences*, 1920-1923.
- ROHNBACK P. (1999) The ecological basis for the economic value of mangrove forest in seafood production. *Ecological economics*, 29 : 235-252.
- RUDEL K., AKIMICHI T, 1984, Marine institutions in the western pacific, *Senri Ethnological studies* N°17, Tokyo, 329 pages.
- RUSS G.R., (2002), Yet another review of marine reserves as reef fisheries management tools, In: Sale P.F. (ed) *Coral reef Fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*, Academic press, San Diego, 421-443.
- SALVAT B, HAAPKYLA J, SCHRIMM M. (2002). *Coral reef protected areas in international instruments*. Perpignan, EPHE, 196 p.
- SANCHEZ LIZASO J.L., GONI, R., RENONES O., GARCIA CHARTON J.A., GALZIN R., BAYLE J.T., SANCHEZ JEREZ P., PEREZ RUZAF A., RAMOS A.A., 2000, Density dependence in marine protected populations: a review, *Environmental Conservation* (2) : 144-158
- SEN A., 1981, *Poverty and famines. An essay on entitlement and deprivation*. Oxford, Clarendon Press.
- SHANKS A.L., GRANTHAM B.A., CARR M.H., 2003, Propagule Dispersal Distance and the Size and Spacing of Marine Reserves, *Ecological Applications* 13(1):S159-S169
- SILVA, M.E, GATELY, E.M AND DESILVESTRE, I. (1986). A bibliographic listing of coastal and marine protected areas: a global survey. *Woods Hole Oceanog. Inst. Tech. Rept.* WHOI-86-11
- SIMBERLOFF D., 2000, No reserve is an island: marine reserves and indigenous species, *Bulletin of Marine Science*, 2 : 567-580
- SMITH A., IDECHONG N., ELEDUI A., KAMBALANG H., 2001, *Towards a system of representative marine conservation areas in Palau*, Paper presented at the 10th Pacific Science Inter-Congress, Guam, 4 June 2001
- VASSEUR, 1997.-Ecosystèmes côtiers en danger dans la région de Tuléar : analyse des agressions humaines et problèmes de gestion. In : J.-M. Lebigre (ed) *Milieux et sociétés dans le sud-Ouest de Madagascar*, Coll. Iles et Sociétés, CRET, Bordeaux : 97-120.

WEIGEL J.-Y., 1985, L'aménagement traditionnel de quelques lagunes du Golf de Guinée (Côte d'Ivoire Ghana Togo Bénin), *Circulaire FAO sur les pêches*, n° 790, 30 pages.

WILKINSON C. 2004. *Status of coral reefs of the world 2004*. Townsville, Australia, Australia Institute of Marine Science and the Global Coral reef Monitoring Network. 557 p.

Annexe 1 Indicateurs potentiels pour évaluer les effets écologiques et halieutiques attendus des AMP (tiré de Pelletier et al., soumis)

Time scale	Effects	Empirical indicators	Model-based Indicators
Short-term effects	Protecting critical spawning stock biomass	total biomass, biomass per family, total density, density of fishable species, density per trophic group, family, or species stage size distribution of species biomass per species or genus, density per species or genus, CPUE per species	biomass (total or per patch) abundance (total, per patch or per subpopulation) spawner abundance and biomass asymptotic growth rate ¹ risk of population collapse
	Rehabilitating population demographic structure	size distribution of species mean size per species or genus biomass per species or genus,	spawner abundance and biomass stable age distribution ¹
	Restoration of / Changes in assemblage structure	density profile per species species richness per family	catch or biomass per community component ² size or biomass spectra

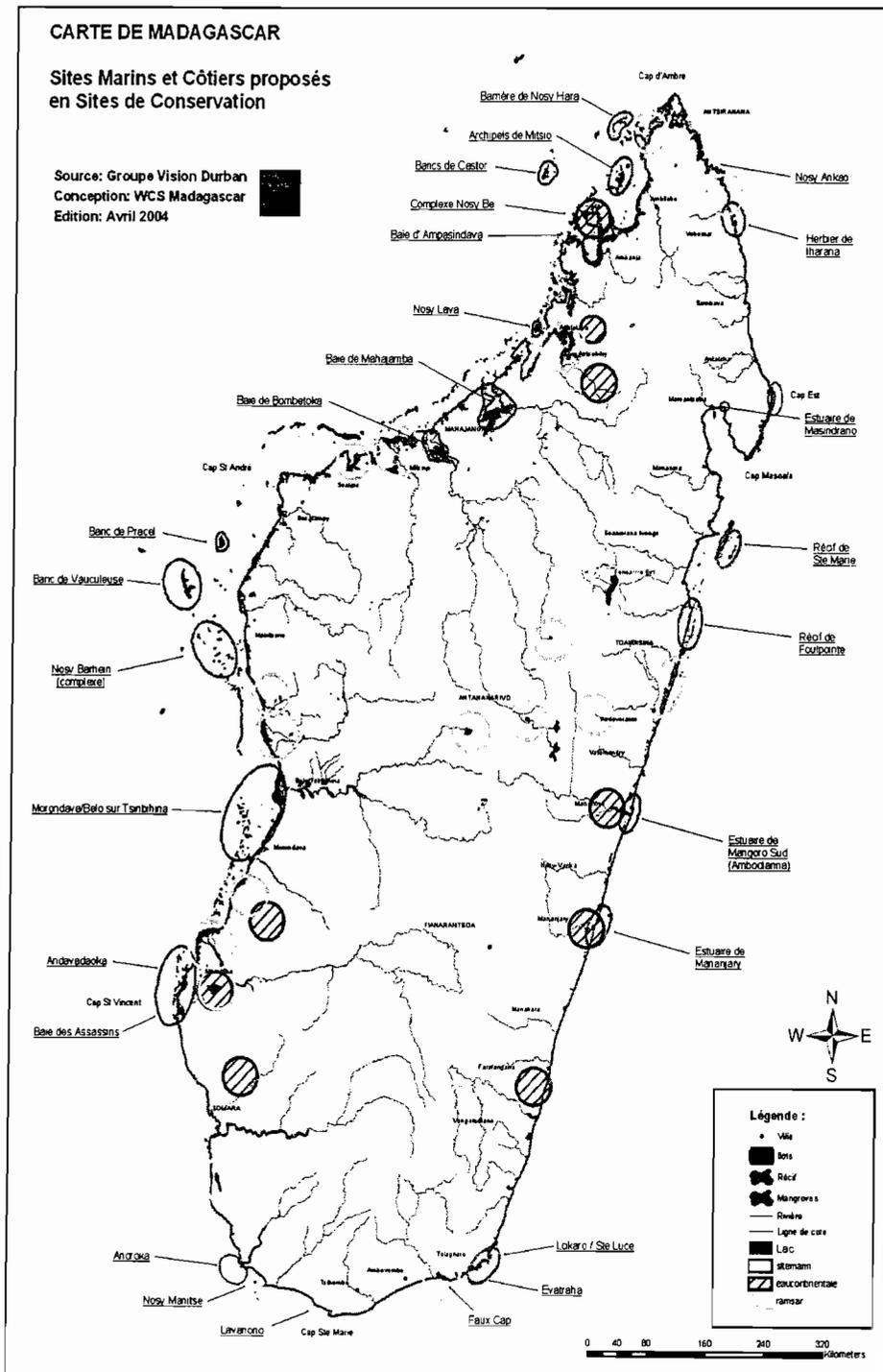
¹ for Leslie models

² trophodynamic models

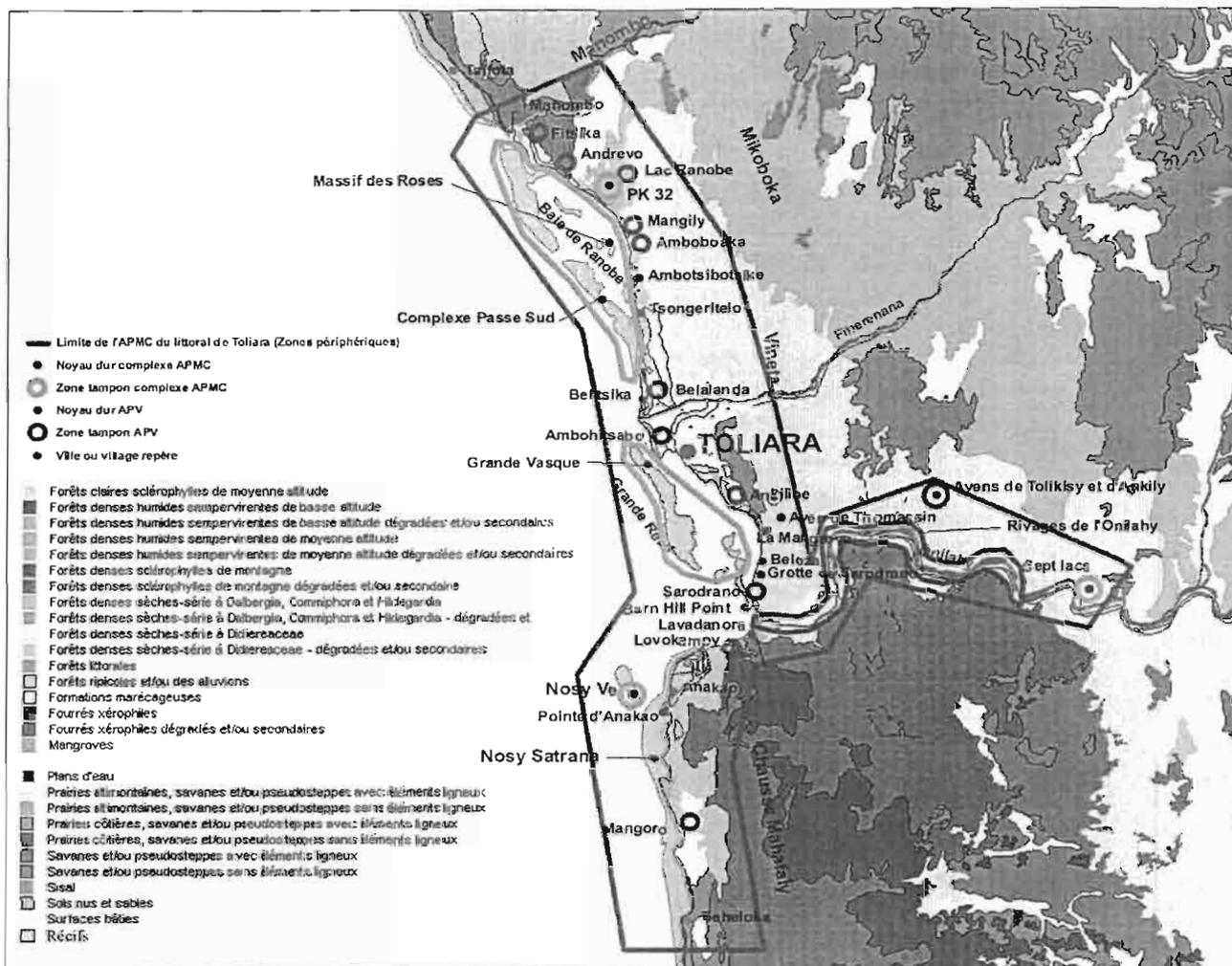
Medium-term effects	Exportation of biomass	movement patterns, home range, site fidelity	abundance (per subpopulation or per patch) catch per patch biomass (per subpopulation or per patch)
	Protecting biodiversity	total species richness other diversity indices	catch or biomass (total or per component) size or biomass spectra
	Indirect effects on algae and invertebrates	benthic cover <i>density per species or genus</i>	<i>abundance of invertebrates</i> <i>abundance of algae</i>
	Enhancing fisheries yield	<i>CPUE per species</i>	catch (total or per fleet), catch variation equilibrium yield ³ , short-term yield effort-related metrics, economic metrics
	Increasing population stability and resilience	<i>density variation</i> <i>CPUE variation</i>	risk of population collapse asymptotic growth rate ¹

³ yield per recruit model

Annexe 2 : Sites de conservation marins et côtiers identifiés par le groupe Vision Durban



Annexe 3 : Zonage proposé pour le projet d'APMC de Tuléar



Source : Office National de l'Environnement

De la diversité des Aires Marines Protégées dans la France d'outre mer à une politique de conservation de la biodiversité littorale et marine

DAVID Gilbert¹, FERRARIS, Jocelyne², BRENIER Ambroise², PELLETIER
Dominique³

Résumé

Abrillant environ le quart de la biodiversité marine, les récifs coralliens sont, avec les mangroves, l'écosystème marin tropical le plus emblématique et leur préservation constitue un des enjeux majeurs de la conservation de la biodiversité à l'échelle de la planète. Disposant de littoraux coralliens étendus, via sa façade ultramarine, la France prend peu à peu conscience de sa responsabilité vis à vis de la communauté internationale quant à la préservation de la biodiversité récifale dont elle la charge. Les Aires marines protégées (AMP), catégorie dans lesquelles on englobe également les aires protégées marines et côtières (APMC), sont le principal outil mis en œuvre pour cette préservation. Celles-ci présentent une grande diversité, notamment en termes d'espaces concernés, de modalités de création, d'objectifs et structures de gestion.

La première partie de la communication vise à déterminer les principales causes de cette diversité. Après qu'une typologie des AMP de la France d'outre mer ait été dressée, quatre terrains d'étude sont sélectionnés : la Nouvelle-Calédonie et la Polynésie Française dans l'océan Pacifique, Mayotte et la Réunion dans l'océan Indien. La diversité des AMP n'y est pas uniquement synchronique mais aussi diachronique. Elle évolue notamment en fonction du statut (ROM, COM) du territoire administratif sur lequel l'AMP est implantée et de la législation environnementale en vigueur.

La seconde partie est consacrée aux connaissances mobilisées pour l'action dans les quatre terrains d'étude. Trois types d'actions sont identifiés, a) celles relevant de la phase de préparation du processus de création de l'AMP, b) celles se rattachant à la phase de mise en œuvre puis de suivi-évaluation de ce processus, c) celles venant en complément de ce processus. L'analyse des connaissances mobilisables pour chacun de ces types d'actions montre d'une part un décalage entre les connaissances acquises et celles souhaitées pour la mise en place et le suivi des AMP et d'autre part la difficulté de mobiliser les connaissances puis de les utiliser dans la planification et la mise en œuvre de l'action.

La troisième partie porte sur l'engagement des acteurs dans les quatre terrains d'étude. Elle commence par une typologie des acteurs selon leur inscription spatiale vis à vis des l'AMP, appréhendées comme la conjonction de cinq territoires ou espaces : a) l'habitat des espèces à préserver, b) l'espace des usages, c) l'espace de la

¹ Unité S 140 ESPACE, IRD La Réunion, BP 492, 97492 Ste Clotilde

² Unité R 128 CoRéus, IRD/ Laboratoire d'Ecologie et de Biologie Tropicale et Méditerranéenne, Université de Perpignan, 68 860 Perpignan Cédex France.

³ IFREMER Dept EMH / IRD, Unité CoRéus, RD, BP A5, 98 848 Noumea Cedex Nouvelle-Calédonie

réglementation, d) l'espace des représentations afférant à l'habitat, aux usages et à la réglementation, e) le territoire des populations riveraines de l'AMP. Les modes de gestion sont ensuite replacés dans leurs contextes historique, géographique et institutionnel. La partie s'achève par une interrogation sur la participation des acteurs locaux à ces modes de gestion et sur la faisabilité de la gestion participative, voire de la co-gestion, dans le contexte institutionnel des régions et des collectivités d'outre mer.

La dernière partie de discussion prolonge cette réflexion en mettant l'accent sur la place de la France d'outre mer dans la problématique générale des AMP, zones d'expérimentation du développement durable.

L'AIRES PROTÉGÉE COMME OUTIL DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ?

Jean Boutrais

Pastoralisme et aires protégées en Afrique de l'Ouest

**Philippe Méral, Géraldine Froger, Rabearisoa Ando et Fano
Andriamahefazafy**

Le financement des aires protégées et des politiques
environnementales : quelles alternatives ? Le cas de Madagascar

Chantal Blanc-Pamard et Hervé Rakoto Ramiarantsoa

Des territoires et des savoirs de quelle(s) nature(s) ? Quand
l'« environnementalité » est mise au service du développement...

Pastoralisme et aires protégées en Afrique de l'Ouest et de l'Est

Jean Boutrais, IRD

Les relations entre les aires protégées et le pastoralisme deviennent une préoccupation majeure des responsables des politiques d'environnement en Afrique de l'Ouest. Cependant, c'est une question qui leur est relativement nouvelle alors qu'en Afrique de l'Est, elle est déjà ancienne et soulève des enjeux économiques et politiques importants. Des auteurs (Bourn et Blench, 1999 : 2) estiment qu'en Afrique de l'Ouest, les effectifs de grande faune sont tellement réduits que le problème de sa coexistence avec le bétail ne se pose même plus. Sur une carte de l'Afrique (idem : carte 5), ils identifient l'aire de compétition entre la faune et le bétail comme étant une longue bande qui, partant du Soudan méridional, s'étend en Afrique de l'Est (Kenya) et se prolonge en Afrique du Sud (Botswana et Namibie). Selon cette carte, la compétition n'existerait pas en Afrique de l'Ouest, devant la domination spatiale des peuples pasteurs et de leurs troupeaux.

Cet état des lieux à grandes lignes et schématique doit cependant être nuancé. La question du pastoralisme se pose bien dans et en périphérie de toute une série d'aires protégées en zone soudanienne (pour ne pas mentionner quelques réserves sahéliennes), depuis le Sénégal oriental jusqu'au Nord-Cameroun et le Tchad occidental. Il est vrai qu'en Afrique de l'Ouest, la protection de la nature ne s'imposait pas comme un objectif prioritaire pendant la période coloniale, face à l'impératif du développement. Le pastoralisme sahélien a ainsi bénéficié d'appuis constants de la part de l'administration coloniale, tant du point de vue vétérinaire que de l'équipement hydraulique des pâturages. De ce point de vue, il existait un consensus entre les pasteurs et l'administration coloniale.

Au contraire, en Afrique de l'Est, le discours colonial mettait déjà en cause les populations locales, tenues pour responsables de la destruction de l'environnement. Selon une idée dominante des coloniaux anglais, il y avait à la fois trop de gens et trop de bétail. Cette conception a conduit à des initiatives de ventes forcées de bétail et de limitation des charges sur les pâturages, ce qui s'est traduit par une impopularité de l'administration coloniale au sein des pasteurs.

En Afrique de l'Ouest, c'est seulement à la fin du siècle, à l'occasion des grandes sécheresses, que le pastoralisme a commencé à être accusé de dégrader des sols et d'entraîner la désertification du Sahel. Alors que les grandes aires protégées en savanes furent créées pour servir de refuge à la faune devant les agressions des cultivateurs, le pastoralisme est présenté actuellement comme la principale menace. Dès lors, les discours des responsables de la conservation ont adopté des positions résolument anti-pastorales. Plus récentes qu'en Afrique de l'Est, les politiques de la nature en Afrique de l'Ouest ne sont-elles pas devenues plus radicales vis-à-vis du pastoralisme ?

1. Géographie comparée des aires protégées et des espaces pastoraux

Au début du XXe siècle, une carte schématique des limites de l'élevage bovin en AOF montrait que celui-ci couvrait essentiellement la zone sahélienne (Pierre, 1906). Au Soudan Français, la limite sud contournait alors le Macina, passait aux environs de

Ouagadougou puis de Fada et de Say. Il n'y avait pas de grand élevage bovin (sous-entendu : de zébus) en Côte d'Ivoire ni dans l'actuel Sud-Ouest du Burkina Faso. 40 ans plus tard, la géographie des races bovines n'avait pas encore vraiment changé (Doutressoulle, 1947 : carte 6). Si la limite nord de l'élevage des zébus était repoussée plus loin en Mauritanie et au Niger, la limite sud était restée stable pendant la première moitié du siècle. Cette limite correspondait dans l'ensemble, sauf quelques décrochements dans un sens ou dans l'autre, à celle des mouches tsé-tsé qui interdisent la présence prolongée des zébus.

Les grandes aires protégées créées dans les années 1920-30 (Parc du W, Réserves de la Bénoué et du Faro) ou, plus tardivement, à la fin des années 1940 et 50 (Bouba Njida, Niokolo Koba) étaient alors situées en dehors des espaces pastoraux. La plupart de ces réserves forestières et de faune s'inscrivaient dans des creux de peuplement qui, eux-mêmes, correspondaient à des marches ou des *no man's lands* entre des chefferies ou royaumes pré-coloniaux. Dans ces espaces intermédiaires, les autorités et les allégeances se diluaient progressivement, offrant un champ libre pour des razzias qui clairsemaient encore davantage le peuplement. En fait, ces espaces « francs » (Benoit, 1988) étaient pourtant exploités mais par des groupes mobiles qui tiraient parti de l'abondance des ressources naturelles. D'après M. Benoit, ces petits groupes partageaient non seulement le même refus d'un pouvoir fort et centralisé mais également une même idéologie d'accès égalitaire aux ressources et de respect envers la nature. Plus prosaïquement, pour l'administration coloniale, la création de réserves dans ces espaces intercalaires était une solution à la difficulté de les contrôler et de les « apprivoiser » par manque de peuplement suffisant.

D'un autre côté, les marches entre les espaces de pouvoir étaient souvent recherchées par des pasteurs, notamment des Peuls. En effet, elles offraient souvent des pâturages abondants et permettaient surtout d'échapper aux taxations et réquisitions en bétail opérées par des chefs. Dès lors, ces « brousses », aux sens à la fois écologique et politique du terme, servirent souvent de couloirs migratoires pour les pasteurs, par exemple du Macina vers le Sokoto.

Cependant, ces coulées migratoires et l'émergence d'un pastoralisme peul se produisaient en dehors des secteurs qui furent, plus tard, convertis en réserves. M. Benoit (1999) l'a montré à propos du Parc du W, en restituant les étapes de la mise en place du peuplement peul dans ce secteur de la vallée du Niger. D'après cet auteur, les troupeaux peuls étaient éloignés d'une centaine de kilomètres, au moment de la création du Parc (en 1926). Les pasteurs ne se risquaient pas dans les savanes du Parc actuel, même par le biais de transhumances, alors que des chasseurs et même des cultivateurs avaient tenté de s'y installer, surtout après les sécheresses du début du siècle. Anciens espaces de guerre, les espaces mis en réserve par l'administration coloniale restaient dangereux. Si les cultivateurs y craignaient les dangers liés à l'isolement, les pasteurs redoutaient l'insalubrité pour le bétail liée à l'infestation en mouches tsé-tsé. Or, le bétail était peu nombreux et sa possession restait précaire, même chez les Peuls.

En Afrique de l'Est, il semble que les pasteurs maasai ont coexisté avec la faune sauvage depuis fort longtemps (d'après Bourn et Blench (1999), depuis l'émergence du pastoralisme, vers 4 000 BP). Dans cette partie du continent, une rupture à la fois écologique et politique est survenue dans les années 1890, marquées par une épizootie catastrophique de peste bovine suivie d'une épidémie de variole, en même temps que la conquête coloniale. Les premières ont ruiné le pastoralisme maasai tandis que la seconde a mis fin à leur expansion politique. Bien que les conséquences du dépeuplement à la fois humain et animal sur le milieu naturel aient fait l'objet de débats

(Ford, 1971 ; Waller, 1988), il est admis qu'il a entraîné un embuisonnement des savanes dont la dominante herbacée était auparavant maintenue par les feux et la pâture. Les envahissements arbustifs ont, à leur tour, préparé l'avancée des mouches tsé-tsé, vectrices de la trypanosomiase bovine. Malgré la reconstitution plus ou moins rapide de leurs troupeaux, les pasteurs n'ont pas réoccupé tous leurs anciens pâturages mais sont restés confinés dans les aires les plus salubres (Homewood, Rodgers, 1991). De vastes espaces insalubres et parcourus par la faune furent alors officialisés en réserves, en particulier au sud du Kenya (Maasai-Mara National Reserve) et au nord de la Tanzanie (Serengeti National Park). Cependant, ces mises en réserve signifiaient des aliénations de terres et parfois des expulsions de troupeaux (Serengeti) aux dépens des pasteurs maasai qui en étaient les détenteurs.

Alors que la peste bovine des années 1890 a également causé des ravages dans le cheptel d'Afrique de l'Ouest, ces pertes ont été plus rapidement réparées et les espaces pastoraux n'ont pas subi de déprise comparable à l'Afrique de l'Est (Boutrais, à paraître). Les aires protégées étant éloignées et comme déconnectées des espaces pastoraux, la grande faune n'y coexistait pas avec le bétail des pasteurs. Cet isolement a cessé au cours des dernières décennies du XXe siècle.

2. Evolution de l'élevage et de la faune en rapport aux aires protégées

En Afrique de l'Ouest, la fin du XXe siècle est marquée par une extension régulière des espaces pastoraux dans les savanes du sud. Le phénomène concerne les zones soudanienne et soudano-guinéenne, du Sénégal jusqu'au Nord-Cameroun et au Centrafrique. Des études ont suivi cette expansion pastorale, par exemple en Côte d'Ivoire (Bernardet, 1999). Dans les années 1985, les Peuls n'occupent encore qu'une aire contiguë à la frontière du Burkina Faso mais, quelques années plus tard, leur aire de parcours s'étend à presque tout le nord du pays.

L'expansion du pastoralisme vers le sud tient à des facteurs écologiques mais aussi politiques. Dans certains pays, les administrations coloniales interdisaient aux pasteurs de s'installer au sud pour des raisons vétérinaires mais également par crainte de conflits. Après les indépendances, les administrations nouvelles se montrent moins directives à propos des migrations pastorales. De plus, celles-ci sont facilitées par des traitements qui deviennent de plus en plus efficaces pour lever la contrainte glossinaire. De toute façon, les sécheresses des années 1970 et 80 contribuent elles-mêmes à assainir, de façon naturelle, les savanes.

Les grandes sécheresses ont eu comme conséquences immédiates de chasser des pasteurs de leurs pâturages habituels et de les pousser vers les savanes au sud. Celles-ci ont alors joué un rôle de refuge écologique pour des populations complètement déstabilisées. La reconstitution des poussées pastorales dans le secteur du Parc du W au Niger a montré le rôle déterminant des sécheresses de 1973 puis de 1984. Chaque fois, de nombreux éleveurs recourent à une transhumance-fuite vers le Parc, dans un contexte exceptionnel. Ensuite, cette transhumance devient un déplacement saisonnier qui peut être qualifié de « normal ». Le secteur du Parc commence à être intégré dans l'espace pastoral, selon un phénomène d'accoutumance et d'adaptation par lequel les pasteurs peuls rendent compte, eux-mêmes, de l'adoption de nouveaux pâturages.

Aux crises climatiques qui forcent les pasteurs à changer de pratiques spatiales s'ajoute l'envahissement agricole des pâturages, phénomène plus lent et insidieux mais irréversible et qui finit par atteindre un seuil dissuasif pour le pastoralisme.

Progressivement, des systèmes pastoraux sont ainsi remis en cause. Par exemple, les transhumances vers la vallée du fleuve Niger et perpendiculaires à celle-ci, dans l'Ouest-Niger, deviennent impossibles devant les mises en culture. Elles sont remplacées par des transhumances méridiennes vers le Parc du W (Amadou, Boutrais, à paraître).

Le déploiement du pastoralisme dans les savanes finit par englober des aires protégées en zone soudanienne. Dès lors, la coexistence du bétail et de la faune qui n'était peut-être pas un problème en Afrique de l'Ouest au milieu du siècle dernier, commence à se poser. Les rapports entre pastoralisme et faune sauvage s'alignent sur ceux vécus depuis longtemps en Afrique de l'Est.

Les modalités d'entrées du bétail dans les aires protégées diffèrent selon la localisation géographique de celles-ci par rapport aux centres d'élevage et selon le contexte sanitaire, notamment le degré d'infestation en glossines. Les transhumants ne pénètrent aux abords des grands parcs de la Bénoué, au Nord-Cameroun, qu'en saison sèche. Ils essaient de s'y maintenir en début de saison des pluies mais l'augmentation de la pression glossinaire est telle qu'ils doivent se replier rapidement vers le nord. À l'inverse, un calendrier de fréquentation de trois petites aires protégées dans l'Ouest du Burkina Faso montre qu'elle est presque permanente au cours de l'année pour deux d'entre elles (Kiéma, à paraître). Le recours à ces petites aires protégées est devenu indispensable pour les éleveurs qui résident en leurs périphéries. Sans cesse, les bergers y conduisent les troupeaux ou les laissent y pénétrer d'eux-mêmes. Ces éleveurs sont dépendants des aires protégées. Toutefois, deux périodes marquent une fréquentation maximale : en fin de saison sèche – début des pluies (mai-juin) et en période de transition entre saison des pluies et saison sèche (octobre). Si la première correspond à une phase critique pour l'alimentation du bétail, la seconde répond au risque majeur de dégâts aux cultures juste avant et pendant les récoltes. Les éleveurs voisins des aires protégées ne peuvent pas se passer de celles-ci, non seulement pour leurs ressources fourragères mais aussi pour échapper aux conflits avec les cultivateurs et y trouver une forme de sécurité pastorale.

Le calendrier des arrivées de transhumants dans le terroir d'un village en périphérie du Parc du W au Burkina Faso montre également un afflux en mai-juin (Issa, 2006). Le décalage par rapport à la pleine saison sèche est expliqué par la mise à profit des ressources pastorales en bordure du Parc : repousses herbacées après les pluies précoces, formation des premières mares après les pluies. La présence prolongée des transhumants sur le territoire villageois est peut-être également due au souci des pasteurs de se tenir éloignés des mises en culture au voisinage de leurs pâturages d'attache en saison des pluies. L'enquête citée ne présente pas de données pour la saison des récoltes (septembre-octobre) mais l'auteur remarque que les transhumants en provenance du nord arrivent de façon de plus en plus précoce et partent plus tardivement. En juillet, en pleine saison des pluies, ils sont encore nombreux au sud du territoire villageois, en limite du Parc. La période de pression pastorale sur les lisières du Parc et probablement d'entrées dans celui-ci s'allonge au cours de l'année. Au moins les périphéries du Parc sont en cours d'inclusion dans l'espace pastoral habituel. La coexistence du bétail et de la faune sauvage dure plus longtemps au cours de l'année.

3. Conséquences de la coexistence bétail-faune

Les responsables de la conservation de la nature affirment souvent que la coexistence du bétail avec la grande faune entraîne une réduction des effectifs de celle-ci. En effet, il se

produirait une concurrence entre les bovins et les herbivores sauvages qui manifestent le même comportement à la pâture. D'autre part, le bétail domestique contaminerait la faune en maladies contagieuses.

Des études menées en Tanzanie dans l'aire pastorale de Ngorongoro offrent des données chiffrées sur une longue période à propos de populations animales en situation de coexistence (Homewood, Rodgers, 1991). Les effectifs des gnous, grandes antilopes proches des bovins en taille, besoins et stratégies écologiques, s'effondrent en 1960 par suite d'une épizootie de peste bovine. Ensuite, ils augmentent nettement jusqu'en 1980 puis restent stables. Les auteurs estiment que cette progression est due à la vaccination des bovins contre la peste bovine qui a enrayé la propagation de cette maladie mais ils attribuent surtout l'essor des gnous à un phénomène d'exclusion des bovins sur les pâturages.

En effet, simultanément, les effectifs de bovins, tout en étant affectés par de grandes oscillations, ont baissé dans l'ensemble. Pour les auteurs, cette baisse provient de la contention des troupeaux à longueur d'année sur des pâturages de faible qualité et infestés de tiques. Les troupeaux de Ngorongoro ne peuvent plus transhumer en saison des pluies vers des plaines voisines occupées par d'énormes troupes de gnous. Ces antilopes sont porteuses de fièvre catarrhale maligne, une enzootie très contagieuse à cette période de l'année et mortelle pour les bovins. Les pasteurs évitent donc de conduire leurs troupeaux sur les mêmes pâturages que ceux des gnous, alors même que ces pâturages sont d'excellente qualité fourragère. Dans les relations entre bétail et faune protégée, c'est parfois celle-ci qui introduit un risque épidémiologique grave. Les pasteurs respectent alors d'eux-mêmes une sorte de zone tampon entre leur bétail et la faune.

Dans le même sens, les réservoirs de mouches tsé-tsé que constituent les grandes aires protégées en savanes exercent un effet de repoussoir pour l'élevage bovin. En effet, la faune sauvage n'est pas affectée par la trypanosomose bovine, alors que le bétail de race zébu y est très sensible. Cependant, l'incidence actuelle de cette contrainte écologique n'est pas facile à évaluer. D'un côté, elle semble atténuée récemment, à la fois en Afrique de l'Ouest et de l'Est (Homewood, Rodgers, 1991 : 184). Les périodes de sécheresse ont atténué le degré d'infestation générale en glossines. D'un autre côté, l'infestation glossinaire serait maximale précisément en lisière des aires protégées. La coexistence de bétail domestique et de faune sauvage offre de nombreux hôtes aux insectes piqueurs qui trouvent, par ailleurs, des gîtes favorables dans les aires protégées. D'une façon, c'est un écotone spécifique qui est ainsi créé en périphérie des aires protégées.

Dans les relations entre bétail et faune vis-à-vis des ressources fourragères, le premier risquerait de mettre les herbivores sauvages en péril en exerçant un surpâturage. Une hypothèse inverse repose sur l'idée de niches fourragères différentes pour chaque type d'herbivore, chacun sélectionnant des plantes ou même, des parties de plantes spécifiques. Des enquêtes comparatives du comportement de bovins à la pâture avec les habitudes de trois espèces sauvages (gnou, zèbre et éland) font état de régimes alimentaires assez similaires par la grande variété d'espèces consommées, surtout en saison sèche. D'autres études indiquent des niches écologiques différentes mais qui se recouvrent partiellement entre bovins et herbivores sauvages.

Dans un contexte général de raréfaction de la faune en Afrique de l'Ouest, quelques situations locales sont, au contraire, propices à une progression en coexistence avec le pastoralisme. Au Niger, la réserve de girafes de Kouré permet une reconstitution

ponctuelle des effectifs de cette espèce en milieu agro-pastoral. Ici, un partage des ressources fourragères intervient entre les bovins surtout paiseurs et « herbophiles » et les girafes qui sont des brouteuses de feuilles d'arbres. Les distributions de sel par les pasteurs aux bovins attirent les girafes qui tentent d'en profiter. La coexistence se prolongeant, il se produit une semi-domestication de cette espèce.

Une autre conséquence bénéfique pour la faune de la présence de bétail concerne les prédateurs, par exemple dans le Parc du W. En saison sèche, les lions, devenus plus nombreux, prélèvent encore assez aisément des proies sauvages aux abords des rares points d'eau. Au contraire, en saison des pluies, les herbivores sauvages se dispersent, grâce à la multiplication des petites mares. À cette époque, il est relativement plus facile pour les lions d'opérer des ponctions aux dépens des troupeaux de bovins. Dès lors, ils sortent du Parc et attaquent les animaux domestiques, en traversant parfois le fleuve Niger. Les pertes de bétail infligées par des fauves plus nombreux qu'autrefois sont longuement commentées par les pasteurs.

À l'inverse, des estimations récentes font état d'une réduction très nette de la faune en Afrique de l'Est, en particulier au Kenya pendant les deux dernières décennies du siècle dernier (information orale de K. Homewood, 2004). Toutefois, ce recul n'est pas dû à la pression du pastoralisme mais au développement d'une grande agriculture mécanisée. Celle-ci détruit le couvert végétal indispensable à la faune, alors que le pastoralisme ne le fait pas. Dans l'est du Burkina Faso, le développement actuel considérable de la culture cotonnière se traduit également par des fronts agricoles qui s'étendent vers les aires protégées. Dans les années à venir, cette pression agricole transformera davantage les couverts végétaux que ne le fera le pastoralisme.

4. Politiques d'exclusion ou de coexistence bétail-faune

En Afrique de l'Ouest, les pasteurs peuvent affirmer souvent que leurs bovins peuvent coexister avec les grands herbivores sauvages. De même, ils se résignent à des ponctions de bétail par des prédateurs, ne cherchant à les éliminer qu'en cas de pertes jugées excessives. Les pasteurs ne sont pas de grands chasseurs ni des consommateurs de viande de brousse, sauf des lignages spécialisés. En Afrique de l'Est, les pasteurs maasai admettent également une coexistence entre leur bétail et la faune. Ils ne cherchent pas à écarter celle-ci en l'empêchant d'accéder à des points d'eau ou des lieux salés, par exemple en édifiant des clôtures d'épineux. Les campements sont établis à l'écart, de façon que bétail et faune puissent aller et venir, les uns après les autres, à ces ressources-clés. Une telle gestion de l'espace permet un rapport faune/bétail élevé (Homewood, Rodgers, 1991 : 192).

Les conceptions convergentes des pasteurs sont-elles prises en compte et relayées par les politiques d'aménagement ? En Afrique de l'Ouest, tous les services des Eaux et Forêts interdisent la pâture par des troupeaux domestiques à l'intérieur des aires protégées. En fait, cette politique restait relativement peu appliquée au siècle dernier, par suite de manque de moyens de contrôle et du fait de l'isolement fréquent des aires protégées. Lors des grandes sécheresses sahéliennes des années 1970 et 80, des pasteurs ont ainsi pu trouver refuge dans le Parc du W, sans être immédiatement pourchassés par les gardes forestiers. Cependant, l'appui financier de l'Union Européenne et d'organisations internationales de conservation de la nature se traduit récemment par un renforcement de l'exclusion des pasteurs : surveillance accrue et répression des transhumants illégaux. Partout en Afrique de l'Ouest, la tension est forte entre les services forestiers et les pasteurs, notamment en année à saison sèche sévère. Cette

politique d'exclusion s'inscrit dans l'héritage colonial d'un service forestier centralisé et para-militaire, étranger aux populations locales. Au Nord-Cameroun, C. Seignobos (2001) a évoqué la figure célèbre du directeur du service des Eaux et Forêts qui, dans la mise en place de grandes aires protégées, a refusé de prendre en compte des organisations traditionnelles. Le même diagnostic d'ignorance et même d'hostilité à l'égard des populations locales pourrait être généralisé à l'Afrique de l'Ouest.

En Afrique de l'Est, l'histoire des aires protégées comporte également une dominante d'éviction des pasteurs à l'époque coloniale, de façon à mieux protéger la faune. Cependant, seul un quart des effectifs de celle-ci vit en permanence à l'intérieur des aires protégées. Dans les faits, faune et bétail domestique coexistent sur les mêmes espaces, au moins une partie de l'année (Bourn, Blench, 1999 : 34). Aussi, très vite après les indépendances, s'est développé un discours officiel associant la conservation de la nature et le développement (Rusten Rugumayo, 2000). Ainsi, à la politique d'inspiration française de conservation de la nature par séparation et exclusion des populations locales, notamment des pasteurs, s'oppose une politique anglo-saxonne d'association. Cette opposition est symbolisée par l'antinomie entre les principes d'action du fondateur des aires protégées du Nord-Cameroun dans les années 1950-60 et du créateur de celle de Ngorongoro à la même époque. Le second a exprimé une véritable philosophie de symbiose du pastoralisme avec la protection de la faune (Fosbrooke, 1972).

À cette opposition de conceptions s'ajoute une différence d'organisation administrative qui est plus décentralisée en Afrique de l'Est. Ainsi, l'aire de Ngorongoro est-elle administrée par une autorité locale : la Ngorongoro Conservation Area Authority. Bien que son appellation fasse référence uniquement à la conservation de la nature, cette administration a également en charge le développement économique, notamment pastoral, de l'aire dans son ressort. Quant aux pasteurs, ils sont organisés en un Pastoral Council, institution composée de grands notables traditionnels et de représentants de services techniques.

En fait, derrière la façade d'une administration décentralisée, une analyse fine de son fonctionnement fait apparaître des tensions, des ressentiments et désillusions entre les « conservateurs » de la nature et les pasteurs (Rusten Rugumayo, 2000). Le Pastoral Council ne dispose pas de vrais pouvoirs et les agents de l'autorité locale sont davantage préoccupés par la protection de la faune et le tourisme que par le développement pastoral. De fait, plusieurs décisions de cette autorité ont été vécues par les pasteurs comme hostiles à leur égard : l'interdiction des bovins dans le cratère de Ngorongoro et celle des feux de brousse, le zonage entre espaces attribués à la faune et ceux laissés aux troupeaux. Inversement, les administrateurs ont été hostiles à la levée de l'interdiction de cultiver et ont entravé un projet de développement pastoral financé par une ONG internationale. Quant aux pasteurs, ils suspectent toujours l'administration locale de chercher à les expulser des pâturages communs à la faune et au bétail. Finalement, les relations entre des pasteurs et l'administration décentralisée d'une aire protégée peuvent être empreintes de suspicion et rythmées par des conflits.

Les multiples restrictions imposées aux troupeaux de bovins sont mal vécues par les pasteurs, alors que la faune est libre de se déplacer. Les études de Ngorongoro à la fin du siècle dernier montrent que le cheptel bovin des Maasai a diminué (Homewood, Rodgers, 1991 ; Arhem, 1985 ; Homewood, Rodgers, Arhem, 1987). Les Maasai sont alors en cours d'appauvrissement. Actuellement, la situation se serait aggravée, à tel point que « Ngorongoro est un lieu de détresse » (K. Homewood, information orale, 2004). Ainsi, derrière la rhétorique du discours de coexistence entre faune et bétail, la

logique administrative de conservation de la nature l'emporte et désavantage les pasteurs par rapport à ceux d'autres régions.

En dépit de cet échec pour les pasteurs, des institutions internationales de protection de la nature continuent à prôner l'association de la conservation et du pastoralisme en Afrique de l'Est (Bourn, Blench, 1999 : 36). En effet, les espaces pastoraux interposent un écran protecteur de la faune contre l'expansion agricole qui est menaçante. Ces espaces jouent des rôles de derniers corridors et aires de dispersion de la faune entre les parcs nationaux (idem : 115). En Afrique de l'Est, les pasteurs sont ainsi considérés par des organismes internationaux comme les alliés de la faune vis-à-vis de l'agriculture.

5. De la coexistence à la participation

Actuellement, le discours dominant à propos des aires protégées consiste à ne plus isoler leur avenir du développement des populations en leurs périphéries. Pour que ces populations respectent la faune des aires protégées alors qu'elles en subissent des contraintes, il est indispensable de leur attribuer une part des bénéfices générés par le tourisme. Ce principe d'intéressement est, par exemple, à la base du programme CAMPFIRE au Zimbabwe (Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources) qui a suscité beaucoup de publications.

Dans la même logique, des initiatives se multiplient pour organiser la participation des populations locales à la gestion des aires protégées. Au Burkina Faso, dans le cadre de l'approche « gestion de terroir », des GGF (Groupements de gestion forestière) ou des CVGF (Comités villageois de gestion de la faune) sont mis en place pour seconder le service forestier. Ces comités sont sollicités dans les luttes contre le braconnage, les feux de brousse dits « non aménagés » et les entrées illégales de bétail. Les membres des comités sont recrutés parmi des villageois volontaires mais les éleveurs y sont minoritaires ou absents. Les transhumants ne sont jamais associés à ces organisations ; au contraire, ils représentent la cible fréquente de leurs interventions. Celles-ci aboutissent à la mise en fourrière des bovins fautifs, une répression particulièrement redoutée par les pasteurs mais financièrement fructueuse pour les comités villageois (Kiéma, thèse en cours).

Au Burkina Faso, une autre forme d'implication des populations locales dans la conservation s'exprime par la création de ZOVIC (Zone villageoise d'intérêt cynégétique) sur leur terroir. Les ZOVIC les plus giboyeuses sont affermées à des entreprises privées de tourisme et de chasse. Ainsi, dans un vaste territoire villageois contigu au Parc du W ont été découpés une ZOVIC et une réserve privée, les deux enclaves étant accolées au Parc, ce qui « ne permet pas un accès sans problèmes à ces pâturages » (Issa, 2006 : 29). D'une année à l'autre, les transhumants sont réprimés parce qu'ils entrent dans de nouvelles ZOVIC dont ils ignorent l'existence et, a fortiori, les limites. En Afrique de l'Ouest, les initiatives locales de protection de la faune sont prises largement à l'encontre des pasteurs transhumants.

En Afrique de l'Est, en tant que détenteurs des terres, les pasteurs ne sont-ils pas mieux placés pour tirer parti des situations de périphérie aux parcs nationaux ? Au Kenya, la formule de petites réserves communautaires de faune est actuellement privilégiée comme nouvelle forme de partenariat avec les Maasai. L'exemple d'une petite réserve proche du parc national d'Amboseli illustre pourtant les vicissitudes et les préjudices qu'un groupe pastoral risque de subir (Rutten, 2002). La petite réserve a été délimitée au centre d'un « ranch de groupe » et louée à un opérateur privé de tourisme. Le contrat de location autorise la pâture par les troupeaux du groupe mais interdit la

construction de campements. Des Maasai, non informés de cette clause, ont vu leurs habitations saisonnières incendiées par le gestionnaire de l'établissement touristique. En représailles, ils ont menacé de détruire ses installations. Les négociations ont été difficiles avant d'aboutir à un compromis. Les premières années, les revenus du tourisme n'atteignent pas les prévisions. Des pasteurs se rendent compte que leur cheptel risque de souffrir de l'augmentation de la faune. De plus, la communauté est maintenant divisée par des tensions internes et en butte à l'hostilité de voisins. En dépendant d'opérateurs privés qui eux-mêmes interviennent par le biais d'intermédiaires nationaux, les communautés pastorales ne sont pas bien placées pour se lancer dans le tourisme de faune.

En périphérie d'un autre parc national au Kenya, les Maasai ont constitué des associations pour la faune qui négocient également des concessions à des tours opérateurs privés. Ici, les revenus issus du tourisme peuvent être lucratifs : location de sites, taxes touristiques, paiement de nuitées, emplois. En fait, d'après une étude récente, la majorité des pasteurs ne tirent que de faibles profits de ces allocations de leurs pâturages (Thomson, Homewood, 2002). Les dividendes des revenus touristiques sont surtout versés aux pasteurs qui habitent près des sites de vision où les opérateurs amènent leurs clients. De plus, une grande partie des revenus touristiques couvre les frais de gestion et de personnel, une autre part étant attribuée aux élites locales qui interviennent en tant que « courtiers » des opérateurs touristiques. Les inégalités s'accroissent dans la société maasai entre les bénéficiaires de rentes touristiques et ceux qui en sont exclus. Dès lors, ceux-ci sont tentés d'allouer leurs espaces à des entrepreneurs agricoles, une autre activité qui procure également des revenus élevés mais qui est antagoniste avec le tourisme. Dans les nouvelles stratégies des pasteurs maasai, l'élevage traditionnel ne dégage pas des revenus comparables à ces activités spéculatives. Les Maasai du Kenya se définissent encore comme des pasteurs mais cette activité risque d'être limitée à une valeur seulement culturelle. Le contrôle foncier des terres et les rentes qu'il peut procurer deviennent des enjeux majeurs.

Conclusion : Engagement dans le tourisme ou maintien du pastoralisme

Malgré la pratique d'une même activité, la situation des pasteurs face aux aires protégées devient divergente en Afrique de l'Ouest et de l'Est. Dans cet écart, la maîtrise du foncier joue un rôle important. Par le contrôle des espaces périphériques aux aires protégées, les populations locales peuvent tirer plus ou moins parti d'une rente touristique. Dans cette nouvelle forme d'association entre pastoralisme et conservation de la nature, les Maasai du Kenya semblent les mieux placés grâce à des droits fonciers mieux préservés qu'ailleurs et une activité touristique soutenue. Les Maasai de Tanzanie sont déjà en position moins favorable par suite de la politique nationale de suppression des droits coutumiers dont ils ont fait les frais en zones pastorales. Quant aux Peuls d'Afrique de l'Ouest, ils se trouvent partout dans une position marginale face aux nouvelles initiatives impliquant des communautés locales. En tant qu'autochtones détenteurs de droits éminents et d'usages sur les terres périphériques aux aires protégées, les villageois excluent les pasteurs, surtout les transhumants, des formes associatives qui entendent tirer parti des richesses faunistiques. Alors que les services forestiers ne faisaient pas de différences entre les populations, les politiques actuelles de participation locale et de décentralisation des pouvoirs entérinent des logiques locales de clivages et d'exclusions. Dès lors, les Peuls d'Afrique de l'Ouest n'ont aucune chance de retirer des dividendes des réserves villageoises de faune.

D'un autre côté, le maintien d'une activité pastorale tend à évoluer de façon inverse à la participation aux aires protégées locales. Chez les Maasai du Kenya, leur implication au tourisme s'inscrit dans une diversification générale des activités qui va de pair avec une perte de l'identité pastorale. Cette identité, largement construite au XIX^e siècle, peut aussi rapidement se défaire. Dès lors, l'identité ethnique s'affirme davantage dans la sphère politique que dans une activité spécifique. Au contraire, les Maasai de Tanzanie sont depuis longtemps des agro-pasteurs. Quant aux Peuls d'Afrique de l'Ouest, ils évoluent parfois du pastoralisme vers l'agro-pastoralisme mais aussi en sens inverse. Exclues des spéculations modernes sur la nature, ils maintiennent le mieux le pastoralisme parce qu'ils sont comme relégués dans cette activité.

Pourtant, les pasteurs sont souvent détenteurs de races bovines tout autant menacées de disparition que la faune. En effet, ces races, peu productives en lait ou en viande, sont remplacées progressivement par d'autres plus cotées sur les marchés. C'est le cas de la race ankole en Afrique de l'Est et, à l'Ouest, des zébus rouges bororodji et blancs siwaldji. Ce sont toutes des races typiquement pastorales qui ne s'accommodent pas d'une sédentarisation ni de pluri-activités. En proposant d'intégrer la sauvegarde de ces races bovines à la protection de la faune sauvage, Bourn et Blench (1999) ont avancé la notion de « co-conservation ». Plutôt qu'une confrontation entre conservation de la nature et pastoralisme, ces deux formes d'occupation de l'espace ne sont-elles pas menacées, toutes les deux, par l'agro-pastoralisme et sa conversion vers l'agriculture?

Bibliographie

- Amadou (B.), Boutrais (J.), à paraître, Les transhumances d'éleveurs nigériens dans le Parc du W ; logiques pastorales et de conservation de la nature.
- Arhem (K.), 1985, Pastoral man in the garden of Eden ; the Maasai of the Ngorongoro Conservation Area, Tanzania. Uppsala, Scandinavian Institute of African studies.
- Benoit (M.), 1988, Espaces « francs » et espaces étatisés en Afrique occidentale. ORSTOM, Cah. Sc. Hum., 24(4) : 503-519.
- Benoit (M.), 1999, Statut et usages du sol en périphérie du Parc National du W au Niger, t. 4 : Peuplement et genres de vie dans le Gourma oriental avant la création du Parc National du W du Niger. Paris-Niamey, IRD.
- Bernardet (P.), 1999, Peuls en mouvement, Peuls en conflit, en moyenne et haute Côte d'Ivoire, de 1950 à 1990. In Botte, Boutrais, Schmitz (eds.) : Figures peules. Paris, Karthala : 407-444.
- Bourn (D.), Blench (R.) (éds.), 1999, Can livestock and wildlife co-exist? An interdisciplinary approach. Londres, ODI-ERGO.
- Boutrais (J.), à paraître, Pasteurs d'Afrique de l'Ouest et de l'Est face à une catastrophe ; la peste bovine de 1890. In Mélanges J.P. Raison. Paris, Karthala.
- Doutressoulle (G.), 1947, L'élevage en AOF. Paris, Larose.
- Fosbrooke (H.), 1972, Ngorongoro ; the eight wonder. Londres, Deutsch.
- Ford (J.), 1971, The role of trypanosomiasis in African ecology ; a study of the tsetse fly problem. Oxford, Clarendon Press.
- Homewood (K.M.), Rodgers (W.A.), 1991, Maasailand ecology, pastoralist development and wildlife conservation in Ngorongoro, Tanzania. Cambridge University Press.
- Homewood (K.M.), Rodgers (W.A.), Arhem (K.), 1987, Ecology of pastoralism in Ngorongoro Conservation Area. Cambridge, Journal agric. sciences, 108 : 47-72.

- Issa (S.), 2006, Transhumance et pratiques pastorales sur le terroir de Kotchari en périphérie du Parc du W du Burkina Faso. Mémoire de DEA, INA-PG/ECOPAS.
- Kiéma (S.), à paraître, Elevage pastoral et gestion des aires protégées ; la Réserve de biosphère de la Mare aux Hippopotames et les forêts classées de Maro et du Tuy dans l'Ouest burkinabé.
- Pierre (C.), 1906, L'élevage dans l'AOF. Paris, A. Challanel.
- Rusten Rugumayo (C.), 2000, The politics of conservation and development ; on actors, interface and participation ; the case of Ngorongoro Conservation Area, Tanzania. Trondheim, thèse de doctorat).
- Rutten (M.), 2002, Parcs au-delà des parcs : écotourisme communautaire ou nouveau revers pour les pasteurs maasai au Kenya ? Londres, IIED.
- Seignobos (C.), 2001, Les mots du développement ; histoire du développement du Nord-Cameroun. Paris, HDR Université Paris I.
- Thomson (M.), Homewood (K.M.), 2002, Entrepreneurs, elites and exclusion in Maasailand : trends in wildlife conservation and pastoralist development. *Human ecology*, 30 (1) : 107-138.
- Waller (R.D.), 1988, Emutai ; crisis and response in Maasailand. In Johnson, Anderson (eds.) : *The ecology of survival ; case studies from North-East african history*. Londres, Lester Cook and Boulder : 73-114.

Le financement des aires protégées et des politiques environnementales : quelles alternatives ?

Le cas de Madagascar

MERAL Philippe, FROGER Géraldine, RABEARISOA Ando et ANDRIAMAHEFAZAFY Fano¹

Introduction

La problématique du financement des aires protégées a connu ces dernières années un développement remarquable notamment dans les pays en développement à forte biodiversité. Cette tendance nouvelle est à la confluence de plusieurs mouvements : (i) difficulté d'accroître l'aide internationale traditionnelle dans une période marquée par le resserrement des budgets publics des pays industrialisés et par les critiques sur l'efficacité de l'aide en général ; (ii) développement des partenariats publics / privés dans une logique de mondialisation économique et d'accroissement des investissements directs à l'étranger et (iii) marchandisation accrue de la biodiversité et retour à des politiques plus conservationniste.

L'objectif de cet article est de s'appuyer sur le cas de Madagascar pour illustrer cette tendance et en évaluer les caractéristiques. Il s'agit plus précisément de montrer comment l'actuelle politique de conservation va de pair avec le développement de nouveaux instruments de financement durable. Même si les deux événements sont de nature distincte, on constate qu'elles se répondent mutuellement : les aires protégées sont souvent pris en exemple pour montrer l'intérêt des mécanismes marchands (fonds fiduciaires, concessions touristiques...) et les politiques d'extension d'aires protégées trouvent dans ces mécanismes financiers une légitimité économique censé justifier *a priori* leur existence (Carret et Loyer, 2003).

L'expérience malgache est à ce niveau très instructive. En effet, le plan d'actions environnementales malgache (PAE) défini dès 1990/1991 pour une période de 15 ans sur le modèle du concept de la Banque Mondiale (National Environmental Action Plans – NEAP ou PNAE en français) repose sur un découpage en 3 phases de 5 ans². La première phase a été marquée par le développement de mesures dites d'urgence à travers la création et l'appui de différentes aires protégées ; la gestion de ces dernières ayant été confiée à une institution de droit privé, créée pour l'occasion, l'Association Nationale pour la Gestion des Aires Protégées (ANGAP). La deuxième avait pour but d'accentuer la décentralisation de la gestion des ressources et de l'environnement et de mettre l'accent sur la génération de revenus alternatifs pour les populations locales. Les objectifs de la troisième phase (2004-2008) sont clairement définis par la charte environnementale précisant (dès 1990) que « *les programmes du PEIII devront être élaborés de façon que les acquis du PEI, PEII soient consolidés au niveau de ces programmes dont l'objectif serait la pérennisation des opérations sans appui 'projet'* ». La pérennisation est alors vue sous deux angles : le réflexe

¹ UMR C3ED (Université Versailles Saint Quentin en Yvelines et IRD) et C3EDM (Université d'Antananarivo).

² Au-delà des publications internes aux institutions œuvrant au sein du PNAE, il existe une littérature croissante sur l'expérience malgache en matière de planification environnementale : Falloux et Talbot, 1992 ; Larson, 1994 ; Birnkerhoff, 1996 ; Hufty *et al.*, 1997 ; Sarrasin, 2002, Andriamahefazafy et Froger, 2003 ; Andriamahefazafy et Méral, 2004 ; Moreau, 2005 ; Andriamahefazafy *et al.*, 2007.

environnemental auprès de la population et le financement durable des actions (Andriamahefazafy *et al.*, 2007). Cette notion de financement durable répond à un objectif général d'améliorer l'efficacité de l'aide internationale en l'affectant à la création de processus endogènes (renforcement institutionnel, développement d'outils de financement...) permettant à terme la prise de relais par les pays bénéficiaires du financement de leurs propres politiques.

Ainsi, le processus d'élaboration d'une stratégie de pérennisation financière est amorcé dès juillet 2000 aboutissant à la création d'une Commission sur la Pérennisation Financière. Cette commission identifie les mécanismes de financement que Madagascar pourrait mettre en place sans toutefois aller plus avant dans la mise en œuvre.

Le véritable lancement d'une stratégie de pérennisation financière peut être daté de l'année 2003 au moment où la Banque Mondiale est sur le point de renouveler ses financements pour le PE3. Pour ce faire, elle s'appuie sur une évaluation économique pour démontrer l'intérêt du financement des aires protégées : « *une analyse économique montre que les bénéfices provenant de la conservation de la biodiversité, le tourisme écologique, et la protection des bassins versants (...) excèdent les coûts de gestion et d'opportunité. Par conséquent, le potentiel de mise en œuvre de mécanismes de financement durable pour l'environnement existe bel et bien et le défi consiste à trouver les voies et moyens pour accroître la capture des bénéfices des institutions environnementales concernées* » (Banque Mondiale, 2004, p.12). Quelques mois plus tard, en écho à ces analyses économiques, le Président de la République de Madagascar s'engage, lors du congrès mondial des Parcs Nationaux (Durban, septembre 2003)³ à augmenter, dans les 5 années à venir, leur surface de 1,7 million à 6 millions d'hectares (objectif de tripler la superficie des aires protégées), ce qui correspond à 10% de la superficie de Madagascar, conformément aux recommandations de l'IUCN.

Par la suite, le Ministre de l'Environnement, des Eaux et Forêts mît en place le groupe « Vision Durban » pour intégrer les 4,3 millions d'hectares supplémentaires de forêts, de zones marines et de zones humides continentales. Pour réaliser ce travail, le groupe Vision Durban qui réunit les principaux acteurs de la politique environnementale, les ONG de conservation (CI, WCS et WWF) et l'administration des eaux et forêts ainsi que les principaux bailleurs de fonds *i.e.* les coopérations américaine, japonaise et française, définit une double tâche : la définition des nouvelles aires protégées et la catégorisation selon les normes de l'UICN.

Concernant l'extension de la superficie proprement dite, deux actions sont menées⁴. D'un côté l'ANGAP accroît le nombre de ces aires protégées au sein de son réseau national en intégrant notamment les aires protégées marines et côtières (Îles Radama...) et d'autres aires protégées forestières (Anjozorobe, Makira...). De l'autre, les ONG de conservation et la direction des eaux et forêts (DGEF) accélèrent la mise en protection de certaines forêts afin d'éviter l'exploration minière. Un arrêté interministériel (19560/2204) est ainsi publié en octobre 2004 entre le ministère de

³ Deux autres événements récents ont également contribué aux réflexions sur la nécessité d'établir et de renforcer un réseau mondial de systèmes nationaux et régionaux d'AP ; la 7^{ème} conférence de la CDB (Kuala Lumpur, Malaisie) en février 2004, qui a développé le premier programme de travail sur les AP de la CDB ; le 3^{ème} congrès mondial de la conservation (Bangkok, Thaïlande) en novembre 2004.

⁴ La seconde action concerne les modes de gouvernance des aires protégées. Nous les avons traitées précédemment dans Andriamahefazafy *et al.* (2006) mais pour ne pas alourdir le texte, nous avons reproduit certains éléments explicatifs en annexe.

l'environnement et des eaux et forêts et celui des mines. Il stipule la suspension provisoire (pour 2 ans renouvelable une fois) de l'octroi de permis minier et forestier dans les zones réservées comme « sites de conservation ». Durant l'année 2005, plusieurs aires protégées d'une surface totale supérieure à 1 million d'hectare sont ainsi officiellement créées à Madagascar permettant ainsi d'augmenter la superficie totale et de s'approcher des objectifs de Durban.

Si, dans le discours, la nécessité de financer durablement la politique environnementale et plus précisément l'extension des aires protégées malgaches apparaît comme une évidence, les modalités de ce financement sont en fait rarement analysées. L'objectif de cet article est de s'interroger sur la nature de ces mécanismes de financement ainsi que leurs caractéristiques et leurs limites, et de mettre ces outils en perspective par rapport aux logiques d'acteurs et aux évolutions institutionnelles induites.

Dans les pays en développement, les aires protégées reçoivent en moyenne moins de 30% du financement jugé nécessaire pour assurer la gestion de base des actions de conservation (Spergel, 2001). Au cours des dix dernières années, les gouvernements de nombreux pays en développement (l'Afrique en particulier) ont réduit de plus de 50% leur budget en faveur des aires protégées du fait des nombreuses crises financières et politiques. Plusieurs aires protégées sont devenues de simples « parcs sur papier » car les fonds insuffisants ne permettent pas de payer les salaires des personnels, les véhicules, ... voire même les programmes de conservation. Toutefois, il existe divers modes de financement des aires protégées (Conservation Finance Alliance, 2003 ; Emerton *et al.*, 2006) : 1) les fonds gouvernementaux ; 2) les subventions et donations des organismes d'aide, des ONG internationales, des fondations, et des entreprises ; 3) les paiements pour services environnementaux ; 4) les droits d'utilisation, taxes et autres redevances affectées au financement des aires protégées.

Parmi l'ensemble des outils de financement disponibles pour un Etat, il nous paraît important de distinguer ceux que nous qualifierons d'endogènes c'est-à-dire pouvant s'auto-entretenir à partir du pays (financement public, redevances, taxes, droits d'entrée...) et deuxièmement les sources de financement exogènes ou internationales qui se situent à l'extérieur du pays (*trust funds*, marché carbone).

Pour traiter de cette question dans le cas malgache, nous avons choisi de montrer dans un premier temps les problèmes liés au financement endogène de nature étatique à travers le budget public (section 1). Cette analyse permet de montrer la raison pour laquelle les acteurs de la politique environnementale sont sensibilisés à la recherche d'autres sources de financement. Parmi celles-ci, nous distinguons la création de la fondation pour les aires protégées dont l'objectif est de gérer un capital investi sur les marchés boursiers internationaux (section 2) et le recours aux contrats dans le cadre de marchés du carbone avec des acteurs internationaux (Etats ou FMN).

1. Un financement public limité

En règle générale, le financement gouvernemental⁵ [0]est avantageux pour plusieurs raisons : il se révèle plus durable dans le long terme que la dépendance vis-à-vis

⁵ Mengue-Medou (2002) souligne qu'il existe une grande divergence entre les budgets alloués au sein de chaque pays pour la gestion des aires protégées, ce qui reflète aussi l'importance que les gouvernements accordent à ce secteur. Ainsi, en 1990, le Kenya Wildlife Service disposait de 18.2 millions de dollars

d'organismes internationaux d'aide dont les temporalités de programme (5 ans) ne sont pas en adéquation avec les temps de la durabilité de la conservation de la biodiversité (long terme) ; cela met au premier plan la conservation de la biodiversité qui est affichée comme une priorité nationale importante sans être cantonnée à un simple souci des organismes internationaux et privés. La dimension endogène du financement est alors vue comme une source de pérennité.

A Madagascar, la situation est malheureusement très défavorable pour un financement public des aires protégées, compte tenu de la faiblesse des ressources publiques.

1.1. Les budgets de l'Etat ne permettent pas de financer les aires protégées

Depuis 1990, date de la mise en place du plan environnemental, les bailleurs de fonds ont largement contribué au financement des aires protégées malgaches. Andriamahefazafy et Méral (2004) ont ainsi montré que les dépenses réalisées par le gouvernement malgache pour les aires protégées n'ont représenté que 1,32% du financement total des aires protégées lors du PE1 et 16,38% durant le PE2. Autant dire que ce sont essentiellement les bailleurs de fonds au premier desquels se trouve l'USAID avec un financement représentant 68% des dépenses consacrées à la mise en place du réseau des aires protégées entre 1991 et 1996, qui ont permis à Madagascar de se doter d'un réseau d'aires protégées.

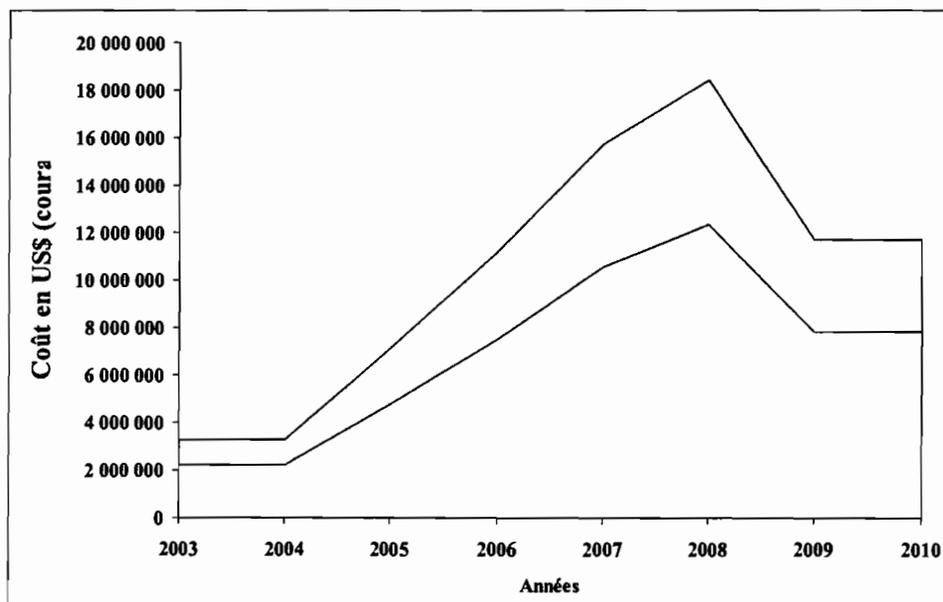
La capacité de l'Etat à participer au financement des aires protégées a donc toujours été réduite, en raison essentiellement d'un budget faible. L'Etat malgache, à travers ses ressources propres et les redevances dont il bénéficie, dispose de faibles moyens pour assurer la mise en œuvre de sa politique environnementale et *a fortiori* la politique d'extension des aires protégées dans le cadre de la vision Durban. En effet, les calculs réalisés sur la base de la Loi de finance 2005 montrent que les ressources propres de l'Etat affectées à l'environnement ne représentent que 24,3% du budget de l'Etat (tableau 1).

US ; le Ministère de la faune, Conservation et du Tourisme de Namibie de 11 millions de dollars US et l'Office du Tourisme et des Parcs Nationaux du Rwanda de 4.7 millions de dollars US. Dans des cas extrêmes, le Wildlife Conservation Branch de Sierra Léone avait un budget de 4,590 dollars US en 1991 ; le Forest Development Institute d'Angola de 20,000 dollars US. Plusieurs pays dépensent moins du un cinquième de l'investissement annuel nécessaire pour assurer une conservation efficiente.

		Budget	Ressources propres Etat	Bailleurs
Organisation et administration		705 277	705 277	0
		19 807 487	3 011 451	16 796 037
Augmentation de la superficie des aires protégées	définition du contexte et mise en place du cadre légal	47 537	47 537	0
	création	19 759 950	2 963 914	16 796 037
		961 268	260 968	700 300
Conservation et valorisation de l'importance et de la qualité des ressources naturelles	veille et contrôle de la forêt	391 100	129 600	261 500
	promotion de la gestion durable des ressources forestières	570 168	131 368	438 800
		1 727 452	1 592 052	135 400
Couverture des besoins sociaux, économiques et de la population en ressources forestières, sols et eaux	reboisement	1 169 100	1 145 700	23 400
	gestion des feux de végétation	357 789	357 789	0
	bassins versants	200 563	88 563	112 000
Intégration de la dimension environnementale dans les politiques et actions de développement sectoriels et dans les planifications régionales, communales et locales		326 815	219 515	107 300
Redevances forestières		322 760	0	0
TOTAL		23 851 060	5 789 264	17 739 037

Tableau 1 : répartition du budget du ministère de l'environnement et des eaux et forêts malgache pour l'année 2005 selon les objectifs du PE3 et en tenant compte des sources de financement (en dollar US - 1US\$ = 2000 MGA)

La politique d'extension des aires protégées rend encore plus aléatoire la capacité du gouvernement à assurer le financement du système national d'aires protégées. En effet, l'accroissement du nombre d'aires protégées et surtout de la superficie totale implique un coût de gestion très élevé, comme le montre la simulation que nous avons faite :



Graphique : estimation du coût financier (annuel total sur la base d'un coût d'investissement initial de 45779 FMG / ha la première année et de 13036 FMG/ha/an en coûts récurrents) lié à l'accroissement des aires protégées dans le cadre du SAPM (courbe haute pour 1US\$ = 10000 FMG et courbe basse pour 1US\$ = 6700 FMG)

Ainsi, la création d'aires protégées implique des coûts initiaux liés aux investissements de départ. Par la suite les coûts récurrents (salaires, provisions

diverses...) sont également à prendre en compte si bien que le montant annuel du financement du SAPM peut être évalué à 15 millions de dollars US par an au plus fort de la politique (2007) et ensuite à un coût récurrent annuel compris entre 8 et 12 millions de dollars US ; soit un coût largement supérieur aux ressources propres dégagées par le Ministère de l'environnement.

Il est donc évident aux yeux des promoteurs de la politique d'extension des aires protégées malgaches que son financement n'est pas envisageable à travers les ressources de l'Etat ; implicitement la Vision Durban suppose l'élaboration de mécanismes nouveaux.

1.2. Les limites d'une fiscalité verte

L'Etat ou les services déconcentrés ou les services techniques peuvent également mobiliser des revenus en faveur des aires protégées en instaurant des systèmes de droits d'utilisation, taxes pour l'environnement et redevances. L'avantage principal de ces droits d'utilisation, redevances, etc. est qu'ils reposent sur des principes selon lesquels l'utilisateur et le pollueur doivent payer, ce sont des moyens équitables de répartir les coûts de la protection de l'environnement. Toutefois il peut s'avérer politiquement difficile d'imposer des droits d'utilisation sur ce qui était auparavant traité comme une ressource publique gratuite. Les droits sur l'extraction de ressources naturelles peuvent diminuer si les ressources elles-mêmes sont dégradées ou s'épuisent ou encore si le prix des ressources naturelles baisse brutalement. Les revenus provenant de certains droits d'utilisation peuvent baisser soudainement en raison de crises politiques et économiques, nationales ou internationales. Par ailleurs, les droits d'utilisation ne peuvent constituer un outil effectif pour la conservation que s'ils sont spécifiquement affectés aux aires protégées. Si ce n'est pas le cas, les gouvernements peuvent être tentés de dépenser les revenus provenant des droits d'utilisation et taxes sur le tourisme pour atteindre d'autres objectifs.

Cette politique de fiscalité verte est depuis longtemps au centre des propositions du ministère malgache de l'environnement. Plusieurs projets ont ainsi été mis au point comme une taxe sur les carburants, sur les jeux de hasard ou encore sur les vignettes touristiques. Mais à chaque fois, le ministère de l'environnement est confronté à un refus de la part de l'administration budgétaire du pays ; l'accroissement de la fiscalité n'étant pas une option soutenue politiquement. La stratégie consiste alors à raisonner en termes de gisement, c'est-à-dire à identifier parmi la fiscalité existante les taxes qui pourraient en partie être affectées à l'environnement. Là encore, le degré de liberté est très réduit car les actuels bénéficiaires de ces taxes ne souhaitent pas partager leurs sources de financement.

1.3. Une relative efficacité des droits d'entrée aux parcs

Les droits d'entrée constituent les sources de financement des aires protégées les plus courants. Dans certains cas, ils génèrent suffisamment de revenus pour couvrir une grande partie des coûts opérationnels d'une aire protégée ou d'un parc, en particulier là où les visiteurs sont nombreux et les droits d'entrée relativement élevés. Par exemple, le Parc national des Galápagos en Equateur impose aux visiteurs étrangers un droit d'entrée de 100 dollars US (les équatoriens paient seulement 6 dollars US par personne) et le nombre de visiteurs ne cesse d'augmenter chaque année pour

approcher les 80 000 actuellement. Les parcs nationaux au Kenya, en Tanzanie, en Ouganda et au Botswana imposent aux touristes étrangers un droit quotidien variant entre 20 et 30 dollars US par personne (Spergel, 2001).

Cependant, beaucoup de parcs dans les pays en développement imposent des droits d'entrée qui sont de loin inférieurs à ce que les visiteurs internationaux seraient disposés à payer. La possibilité d'augmenter les droits imposés aux visiteurs peut cependant se révéler beaucoup plus limitée dans les parcs peu connus des étrangers ou qui ne contiennent pas beaucoup d'espèces animales à forte valeur touristique (éléphants...). De même, les revenus issus des droits imposés aux visiteurs risquent de finir par diminuer si une large part n'est pas réinvestie dans l'entretien des aires protégées où les droits sont perçus.

Pour cette raison, certains pays autorisent maintenant chaque aire protégée à conserver une part importante de ces droits. Spergel (2001) cite les exemples suivants : en Equateur, la « loi spéciale pour les Galápagos » stipule que 90% des 100 dollars US par personne perçus comme droits d'entrée doivent être utilisés pour la protection et la conservation de l'environnement naturel au Galápagos. Le Népal permet à chaque aire protégée de garder 50% au moins des droits collectés. Toutefois, un nombre relativement faible d'aires protégées dans le monde seront capables de payer tous leurs coûts de fonctionnement avec les tarifs d'entrée. Ces droits (et autres droits d'utilisation) doivent être considérés comme un moyen de compléter plutôt que de remplacer les allocations budgétaires gouvernementales et les subventions des bailleurs de fonds.

Cette situation contrastée se retrouve également dans le cas malgache. La promotion de l'écotourisme a toujours été le fer de lance de la stratégie de valorisation économique de la biodiversité à Madagascar, durant le PNAE. D'un côté, il est vrai que le tourisme devient un des secteurs économiques le plus porteur pour l'économie du pays. Toutefois, le nombre de touristes est relativement modeste puisqu'il est estimé à 285 000 visiteurs pour l'année 2005. En considérant qu'environ 60 % des touristes seulement visitent les aires protégées et que le droit d'entrée pour les visiteurs étrangers est compris entre 1 et 5 dollar US, les recettes de l'ANGAP peuvent être estimées dans une fourchette de 171 000 à 855 000 dollars US par an. Dans le meilleur des cas, l'ANGAP peut bénéficier de la moitié de cette somme pour son propre financement, soit 427500 dollars US (entre 10 et 15% des coûts de fonctionnement de l'institution)⁶. L'autre moitié peut être utilisée dans le cadre de projets pour la population locale ce qui non négligeable localement mais insignifiant à l'échelle du réseau.

Par ailleurs, le recouvrement des droits d'entrée et leur utilisation pour des projets de gestion durable pour les communes à proximité des parcs, est parfois difficile à réaliser. En effet, jusqu'à présent, les modalités de valorisation économique reposaient essentiellement sur le mécanisme de rétrocession de 50% de droits d'entrée aux aires protégées (DEAP) pour le financement de micro-projets. Des comités de sélection arbitrent entre les différentes propositions émanant des communes ou des associations locales. Tous s'accordent à dire pourtant que cette

⁶ Il s'agit d'une fourchette haute car elle se base sur un nombre de touristes record à Madagascar, avec un droit d'entrée de 5 dollars US ce qui correspond au tarif le plus élevé (appliqué dans 6 des 38 sites de l'ANGAP pour un séjour de 4 jours et plus). Cette fourchette correspond à celle que l'on trouvait il y a quelques années aux USA et au Canada pour lesquels la part des droits d'entrée dans les coûts récurrents de leurs parcs étaient estimés à 17 - 18 %. Aujourd'hui, le taux est proche de 34 % aux USA ce qui traduit une véritable politique de tarifications dans ces pays (Eagles, 2001)

rétrocession des DEAP n'a pas permis de financer suffisamment d'activités au bénéfice des populations locales concernées par la mise en place de l'aire protégée. Cette situation devrait empirer avec l'accroissement du nombre d'aires protégées. En effet, le nombre croissant d'aires protégées va mécaniquement diminuer l'impact de l'écotourisme et cela de deux manières. Premièrement, à nombre de touristes équivalent et à durée de séjour identique, le nombre de visiteurs par parc va diminuer ce qui réduira d'autant les droits d'entrée. Deuxièmement, la superficie de plus en plus importante de ces nouvelles aires protégées augmente le nombre de communes et de villages concernés. A droits d'entrée équivalents, la rente touristique perceptible localement sera réduite. Dans un tel contexte, l'effet alternatif censé apporter par l'écotourisme grâce aux droits d'entrée devrait mécaniquement se réduire. Seul l'accroissement des touristes devrait desserrer cette contrainte.

1.4. Des droits d'entrée à la concession écotouristique

Le financement des aires protégées malgaches par l'écotourisme devrait dans les prochaines années se réaliser à travers la mise en place d'un régime de concession auprès d'opérateurs privés. L'année 2006 marque ainsi l'amorce d'une réflexion sur les conditions juridiques permettant la mise en concession, selon différentes formes, d'une partie des aires protégées ; traduisant une tendance générale au marché de concession (Karsenty et Weber, 2004).

De manière générale, les aires protégées peuvent mobiliser des revenus importants en percevant des « redevances de concession » pour le droit d'exploiter à l'intérieur d'une aire protégée des infrastructures d'hébergement pour visiteurs, magasins, restaurants, excursions et autres installations commerciales. On note toutefois, que dans un grand nombre de cas, de nombreux problèmes techniques surviennent. Par exemple, les redevances de concession sont fixées à un niveau beaucoup trop bas, soit parce qu'elles ont été déterminées il y a très longtemps et n'ont jamais été ajustées pour refléter l'inflation, ou parce que les concessions sont attribuées à des personnes bien placées au niveau politique à un montant équivalent à une fraction seulement de la véritable valeur vénale de la concession. Certains pays ont par conséquent adopté un système où les concessions dans les parcs sont attribuées au plus offrant lors d'une vente aux enchères, dans le but de maximiser les revenus.

Au-delà de ces problèmes techniques se posent également des problèmes de nature plus juridique à savoir la coexistence au niveau local de plusieurs droits. La mise en concession peut alors parfois apparaître comme une éviction des droits traditionnels ce qui n'est pas sans poser problème.

Plus spécifiquement à Madagascar, la mise en place de contrats de concession (pris ici au sens large) repose sur plusieurs textes légaux dont la loi 60-004 sur le domaine privé national de 1960 et la loi 97-017 portant révision de la législation forestière de 1997. Plus spécifiquement, la loi 2005-019 du 17 novembre 2005 définit la concession comme « *l'acte administratif par lequel l'administration en charge du domaine public, concède à une personne physique ou morale, publique ou privée, la jouissance d'un terrain déterminé et des immobilisations qu'il supporte, dans les conditions fixées dans l'acte et au cahier des charges, moyennant redevance, pour une période déterminée* ». La Charte de l'environnement et le Code des aires protégées favorisent également la mise en concession des aires protégées malgaches. Ainsi l'article 34 du code des aires protégées stipule que l'ANGAP est autorisée « à

contracter des conventions à caractère commercial ou autres avec toute personne physique ou morale, et à exercer de sa propre initiative ou en partenariat, dans le cadre de la mise en valeur de l'aire protégée du réseau national ou de ses composantes, toutes activités susceptibles de générer des revenus supplémentaires sans aller à l'encontre des objectifs de protection ou de conservation ». Toutefois, la dimension juridique est un premier obstacle à la mise en concession. Ainsi, le décret d'application précisant les modalités de mise en concession n'était pas encore réalisé en juin 2006. De même, tous s'accordent à considérer que la multitude de textes législatifs rend la mise en concession sujette à diverses interprétations ce qui fragilise la situation des contractants.

De manière plus précise, la mise en concession concerne essentiellement les activités d'écotourisme dans les parcs naturels. Il s'agit de concéder à une entité privée, le soin de réaliser ses activités économiques et de payer en contrepartie une redevance à l'ANGAP selon un montant qui est défini au cas par cas. Plusieurs types de concession existent et se distinguent selon la nature du contrat et sa durée (bail emphytéotique, location-gérance, contrat de gestion...). La logique de financement sous-jacente relève d'une délégation de gestion de l'activité touristique à des fins de participation au financement global de l'aire protégée par l'ANGAP.

Sur un plan purement gestionnaire, la mise en concession procure des avantages certains tant pour l'opérateur privé que pour l'ANGAP qui voit là la possibilité de bénéficier d'une source de financement à travers les redevances tout en récupérant les infrastructures créées par le concessionnaire à la fin du contrat.

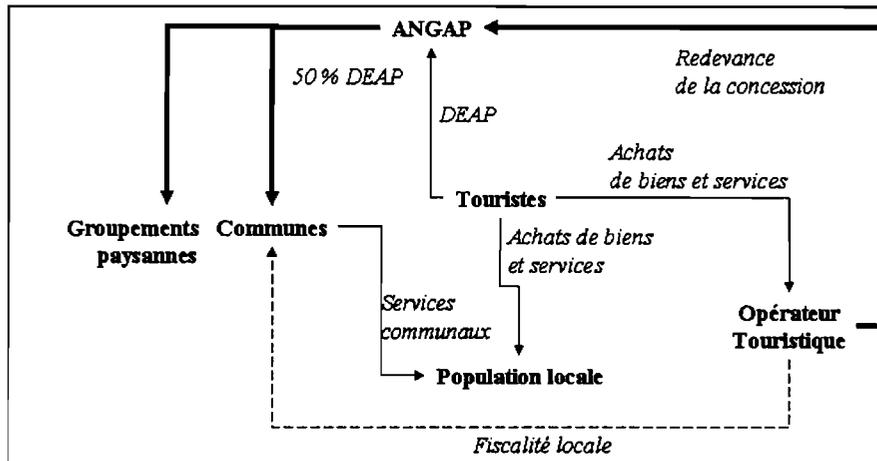
La mise en concession d'une partie des aires protégées gérées actuellement par l'ANGAP s'inscrit dans une démarche plus générale de mise en concession des forêts malgaches. Elle vise clairement les aires protégées non gérées par l'ANGAP dans le cadre du SAPM et qui pourront faire l'objet d'un contrat de concession avec l'administration des eaux et forêts soit par adjudication si l'initiative provient de l'Etat soit de gré à gré si la demande est faite par un opérateur privé.

Le flou juridique est également à la base de l'initiative. Les quelques contrats de concession existants à Madagascar ne respectent pas les principes de base des contrats types. Par exemple, dans le cas d'une location-gérance, l'USAID (2006) a constaté que les redevances sont payées en nature tous les 2 ans alors qu'elles doivent l'être en monnaie tous les mois ou encore que le contrat est passé pour 16 ans alors que la location-gérance est en principe conclue pour une durée de 5 ans renouvelables. C'est par conséquent le flou qui entoure la contractualisation des concessions qui motive les bailleurs de fonds à sécuriser les investissements étrangers. Ainsi que le souligne le rapport de l'USAID : *« l'administration forestière demande de : (i) trouver des balises juridiques pour sécuriser les opérations contractuelles engagées par elle auprès des opérateurs concédés, surtout auprès des opérateurs internationaux ou organisations internationales gestionnaires et (ii) défendre au mieux les intérêts de l'administration face aux opérateurs mal attentionnés profitant des vides juridiques, les dispositions contradictoires ou l'absence de cadre juridique clair »* (p.38).

Si cette politique de contrat de concession apparaît en phase avec la mise en place du SAPM, elle n'est pas exempte de risque de conflits avec la population locale et/ou avec les autorités traditionnelles. L'absence de gestion effective (au sens de présence permanente ou régulière sur le terrain...) des forêts par l'administration par faute de moyens principalement, a permis finalement de maintenir cette juxtaposition de différents droits. Avec l'apparition de ces contrats de concession, le concessionnaire pourra se considérer comme le seul gestionnaire du territoire concerné et n'avoir de

compte à rendre qu'à l'autorité concédante, en l'occurrence l'Etat⁷. Même si l'USAID souligne la nécessité d'une « prise en considération du volet social et l'intégration des populations locales dans la mise en œuvre de la politique de concession » (p.88) et prône la mise en œuvre du plan d'aménagement, il n'est pas du tout certain que ces bonnes intentions suffisent. Ainsi aux problèmes techniques et juridiques mentionnés plus haut, viennent se juxtaposer des incompatibilités de nature plus sociale.

En effet, le schéma de financement apparaît de la manière suivante :



Les concessionnaires paieront une redevance à l'ANGAP ; mais celle-ci ne reversera pas davantage à la commune ni même à la population (seulement les 50% des DEAP). Les avantages que pourront retirer la population locale et la commune seront indirects ; c'est-à-dire que la mise en concession permettrait d'augmenter le nombre de touristes ce qui pourrait engendrer un effet revenu positif sur les autres acteurs. Cet effet vertueux dont nous avons étudié les limites par ailleurs (Chaboud *et al.*, 2004, Andrianambinina et Froger, 2006) aurait pu être plus important si une partie de la redevance était venue enrichir le budget de la commune à travers la fiscalité locale (flèche pointillée).

2. Un outil à triple face : Fondation – dette nature – trust funds : à la recherche de financements externes

Une source importante de financement des aires protégées et des actions de conservation de la biodiversité comprend les subventions et donations des organismes d'aide internationaux, des ONG, des fondations, des entreprises et des particuliers. Lorsque les ressources de financement endogène se trouvent limitées, comme nous l'avons vu pour Madagascar, les pays sont tentés de rechercher des financements à l'extérieur. Parmi ces financements, nous retiendrons dans un premier temps les fondations, les échanges dette-nature et les fonds fiduciaires. La tendance actuelle à Madagascar consiste à imbriquer ces trois instruments dans un même outil.

⁷ L'article 24 du projet de l'avant projet de décret de mise en concession stipule « le concessionnaire prend sous sa responsabilité et à ses frais, toutes les précautions requises par les règles de l'art pour éviter les perturbations anormales causées aux propriétés riveraines et aux populations locales » !

2.1. La fondation malgache des aires protégées et de la biodiversité : point d'orgue du PE3

Une des orientations majeures de la politique environnementale malgache dans le cadre de ce PE3 est la création d'une Fondation pour les aires protégées et la biodiversité (FAPB). Un des objectifs est de faciliter les liens avec les Fondations environnementales existant dans les pays développés de manière à capter les fonds que ces dernières sont susceptibles d'octroyer. Traditionnellement, c'est dans les pays occidentaux que se trouvent les fondations environnementales. Ainsi, diverses fondations américaines telles que les Fondations MacArthur, Packard, Turner, Rockefeller et Ford, soutiennent des actions de conservation de la biodiversité dans les pays en développement à hauteur de plusieurs millions de dollars.

En règle générale, les Fondations dans les pays en développement s'appuient au départ sur des échanges dette-nature. La crise de la dette survenue en Amérique latine dans les années 1980 a entraîné en effet la création du mécanisme de financement appelé « échange dette/nature » qui a permis à des pays en développement de réduire leur dette extérieure tout en générant des fonds additionnels destinés aux actions de conservation (Resor, 1997). Pour les organismes d'aide et les organisations de conservation, les échanges dette/nature offre un moyen de multiplier leurs fonds et de financer plus d'activités de conservation dans le pays débiteur. Pour les gouvernements des pays en développement, ces échanges permettent de réduire leurs dettes extérieures pour financer des projets à l'intérieur du pays au lieu de réaliser des paiements à des créanciers commerciaux ou gouvernementaux en dehors du pays. Toutefois, ces échanges peuvent s'avérer complexe à réaliser et nécessitent l'intervention d'experts techniques de plusieurs agences gouvernementales ; l'effet de « levier financier » obtenu grâce à l'échange dette/nature peut être réduit à cause d'une inflation importante ou d'une dévaluation ultérieure de la monnaie locale.

A Madagascar, il existe de nombreuses échanges dettes / nature ; ce pays ayant même été le premier pays africain à développer dès 1989 un échange bilatéral entre le Gouvernement malgache et l'USAID (en prenant le WWF comme ONG relais dans le montage) (Moye et Paddack, 2003). Au-delà de ces exemples, il importe de souligner que les deux fondations œuvrant dans le domaine de l'environnement s'appuient également sur ces échanges dettes / nature. C'est le cas de la *fondation Tany Meva* qui existe depuis 1996. L'USAID et le Gouvernement malgache s'étaient mis d'accord pour effacer un certain nombre de dettes et en contrepartie de créer et d'alimenter cette fondation. Le capital de départ, équivalent à 12 millions de dollars US en monnaie nationale, est géré depuis l'extérieur et les intérêts servent au financement de projets de gestion durable de l'environnement à vocation communautaire ; la fondation ne pouvant utiliser que 20% de ces intérêts pour son fonctionnement.

Cette fondation bénéficie d'autres sources de financement à travers les projets cofinancés avec d'autres institutions mais gérés intégralement par la fondation et par la gestion de fonds provenant de fondations étrangères.

On notera d'ores et déjà que la philosophie tant de la fondation elle-même que des projets qu'elle soutient, est de privilégier des interventions de taille réduite et d'en assurer la pérennité. De ce point de vue, elle est considérée comme indissociable d'un dimensionnement très localisé des projets. La pérennité est alors vue sous

l'angle du renforcement des capacités en vue d'assurer une autonomie financière des structures communautaires au-delà du soutien propre de la fondation ; même si cela est difficile à l'heure actuelle.

La Fondation des aires protégées et de la biodiversité qui a été créée en 2005 sur l'initiative de CI et WWF, procède d'une démarche différente. Dès 2001, le Comité pour la pérennisation financière, avait cherché à identifier aux modalités de financement durable des aires protégées à Madagascar. Après des visites dans d'autres pays ayant développé de telles initiatives (Costa Rica, Mexique, Pérou...), elle avait abouti, après examen de plusieurs options (taxes vertes...), au choix de la mise en place d'un *trust fund*.

L'idée de créer une fondation pour gérer ce fonds est avancée dès septembre 2001. Parallèlement à l'élaboration du PE3 (2002-2003), le comité de pilotage définit le cadre légal, financier et organisationnel de la Fondation. Celle-ci s'appuie sur la loi sur les Fondations de 1995 et définit 4 objectifs : la conservation, la recherche sur la biodiversité et le suivi écologique dans les aires protégées, la promotion de l'écotourisme et l'éducation environnementale. Une cinquième composante est évincée : le développement ! Finalement, à la suite des audits juridiques, la loi sur les fondations de 1995 est revue pour laisser place à une nouvelle loi en 2004 augmentant l'autonomie de la Fondation vis-à-vis de l'Etat et de ses services ministériels. La fiscalité sur les intérêts est ainsi allégée ainsi que les modalités d'échanges entre revenus étrangers et nationaux. La création de la Fondation est ainsi réalisée en janvier 2005.

Comme ces expériences nous l'enseignent, la création de ces fondations va de pair avec le placement de l'argent collecté, soit par d'autres fondations ou par les remises de dettes, sous forme de fonds fiduciaires. Ces fonds fiduciaires ou *trust funds* complètent ainsi le dispositif actuel de financement des aires protégées malgaches.

Un « fonds fiduciaire » (*trust fund*) se définit comme une somme d'argent ou d'autres biens qui ne peuvent être utilisés que pour atteindre un ou plusieurs objectif(s) spécifique(s), qui doivent être séparés d'autres sources financières (telles que le budget ordinaire de l'agence gouvernementale), qui sont gérés et contrôlés par un conseil d'administration indépendant. Au cours des dix dernières années, des fonds fiduciaires pour la conservation ont été établis dans plus de 40 pays en développement afin d'assurer le financement à long terme des aires protégées et des actions de conservation.

Ces fonds peuvent avoir pour objectifs le financement d'une seule aire protégée, du système national d'aires protégées, de la conservation d'une espèce particulière ou encore de projets de conservation par des communautés locales et des ONG.

L'encadré suivant apporte un éclairage sur cet outil (encadré 1).

Les fonds fiduciaires au sens strict n'existent que dans les pays de « *common law* » tels que le Royaume-Uni, les Etats-Unis, et les pays du Commonwealth. Toutefois dans les pays de droit civil (comprenant tous les pays francophones et hispanophones d'Afrique et d'Amérique latine), des résultats presque identiques peuvent être obtenus en établissant une « fondation » (Spergel, 2001). Ici le terme « fonds fiduciaires » est utilisé dans son sens large. Ils peuvent prendre l'une des formes suivantes : fonds de dotation, fonds d'amortissement et/ou fonds renouvelables.

Les *fonds de dotation (endowment funds)* sont l'une des formes les plus courantes de fonds fiduciaire pour la conservation. Le capital est habituellement investi dans une combinaison de banques commerciales de dépôt, de bons du Trésor et d'actions/obligations, afin de générer un flux constant de revenus (généralement entre 5 et 10% par an) sur le long terme. Le capital lui-même n'est jamais dépensé. Seuls les intérêts issus des placements ou le retour sur investissement sont utilisés pour soutenir les activités de conservation. Certains fonds réinvestissent également chaque année un faible pourcentage de leur revenu dans leur capital pour compenser l'inflation et maintenir la valeur « réelle » du capital⁸.

Les *fonds d'amortissement* autorisent non seulement la dépense du revenu tiré de l'investissement du capital du fonds mais aussi, annuellement, d'un pourcentage du capital. Le capital d'un fonds d'amortissement décline graduellement jusqu'à zéro sur une période prédéterminée (entre 10 et 20 ans). Le fonds cesse d'exister ou est reconstitué à partir d'autres sources. Le fonds FUNBIO de 15 millions de dollars US établi au Brésil est un exemple illustratif.

Les *fonds renouvelables (revolving funds)* sont destinés à être alimentés périodiquement et les fonds gérés pour le compte d'autrui (*pass through*). Ils ne sont pas dotés d'un montant fixe de capital, ils sont continuellement alimentés de nouveaux revenus issus des droits d'utilisation (droits d'entrée) ou des taxes affectées à des fins spéciales, et l'ensemble de ces revenus sont dépensés par le fonds. Dans certains cas, un faible pourcentage de revenus annuels peut être consacré à un fonds de réserve qui peut être utilisé en cas de brusques déclin des revenus tirés des droits et taxes à cause d'événements politiques ou économiques imprévus. Par exemple, le fonds fiduciaire pour la conservation des aires protégées de Belize (*Protected Areas Conservation Trust – PACT*) est un fonds renouvelable financé par un droit pour la conservation de 3,75 dollars US versés par tous les touristes étrangers à l'aéroport. Le droit génère plus de 600 000 dollars US chaque année et 5% des revenus perçus sont versés dans un fonds de réserve.

A l'exception des fonds de dotation, les autres fonds peuvent être affectés selon les souhaits des donateurs.

Les travaux de Spergel (1995, 1999, 2001) et d'Emerton *et al.* (2006) permettent d'identifier un certain nombre d'avantages et d'inconvénients quant à l'usage de fonds fiduciaires de conservation comme mode de financement des aires protégées et des actions de conservation. Les fonds fiduciaires de conservation peuvent procurer un financement durable et à long terme des aires protégées ; ils permettent de diriger des subventions internationales conséquentes vers de nombreuses subventions, plus petites, et d'en étendre la durée sur plusieurs décennies ; ils peuvent renforcer la gouvernance participative, via la nomination de représentants d'ONG et du secteur privé comme membres du conseil d'administration du fonds bénéficiant de « pouvoirs identiques » aux représentants du gouvernement, et via l'octroi de subventions directes aux ONG et autres organisations de la société civile. Ils présentent néanmoins les désavantages potentiels suivants : ils peuvent entraîner des coûts administratifs élevés, notamment si le capital du fonds est relativement limité ou si le fonds octroie énormément d'assistance technique aux bénéficiaires des subventions pour la conception et la mise en œuvre de projets ; ces fonds peuvent générer des revenus d'investissement relativement faibles ou imprévisibles, en

⁸ Parmi les fonds de dotation les plus importants, et d'après des chiffres estimés en mars 2000, on retrouve : Mexico (30 millions de dollars US), Bhoutan (36 millions de dollars US), Colombie (30 millions de dollars US), Philippines (26 millions de dollars US), Indonésie (25 millions de dollars US), Panama (25 millions de dollars US), Madagascar (12 millions de dollars US), Pérou (10 millions de dollars US), *Table Mountain Fund* en Afrique du Sud (7 millions de dollars US), le *Bwindi and Mgahinga National Parks Fund* en Ouganda (6 millions de dollars US).

particulier dans le court terme, s'il n'y a pas de stratégie d'investissement bien conçue ; si les objectifs d'un fonds fiduciaire et ses critères d'octroi ne sont pas clairement définis au départ dans la documentation juridique, les conseil d'administration peut être amené à financer un grand nombre de projets sans rapport les uns avec les autres et sans objectifs communs.

Plus spécifiquement à Madagascar, le montage financier de cette fondation traduit bien l'importance de ces placements. Il repose sur le principe du financement des coûts récurrents de l'ANGAP. Les coûts de fonctionnement de l'ANGAP ont ainsi été estimés à 3 millions de dollars US annuels ; pour une superficie 1,2 million d'hectares ; ces coûts prenant également en compte le fonctionnement du siège de l'association (un quart du coût total de fonctionnement). Sur la base de ce montant, les bailleurs de fonds ont évalué le capital nécessaire pour obtenir chaque année un montant d'intérêt équivalent à cette somme de 3 millions de dollars US. Le montant nécessaire du capital investi est alors estimé à 50 millions de dollars US que les bailleurs s'engagent à trouver d'ici à la fin du PE3⁹. Les deux institutions fondatrices (CI et WWF) ont donc recherché et obtenu assez rapidement des accords de principe des autres bailleurs impliqués dans le PAE.

La fondation a démarré ces activités en 2005 avec un capital d'environ 5 millions de dollars US et en compte 17 millions à la mi-2006. L'argent ainsi placé sert à acheter des titres sur les marchés boursiers ; la Fondation s'étant engagée à respecter des placements compatibles avec sa mission sans qu'il soit possible de le vérifier.

Ainsi, la combinaison de ces 3 outils apparaît comme symptomatique du processus de financement durable à Madagascar : la Fondation permet d'asseoir institutionnellement le processus ; les échanges dette/nature permettent de financer le lancement de la Fondation et d'alimenter le fonds fiduciaires ; les bénéfices de ces placements pouvant alors être utilisés par la Fondation pour ses actions de terrain.

Trois questions apparaissent comme primordiales durant le processus de création de la fondation : 1. Comment la fondation allouera-t-elle ses fonds non affectés en priorité ? 2. Quelle proportion des besoins de l'ANGAP la Fondation pourra-t-elle couvrir à terme et 3. Existe-t-il un conflit d'intérêt si la Fondation privilégie de financer principalement des activités promues par ses fondateurs (Etat, WWF, CI...) ? Les questions soulevées précédemment traduisent des préoccupations liées à la gouvernance de cette fondation. Il est beaucoup trop tôt pour évaluer le fonctionnement de cette fondation mais il est possible de mettre en perspective les modalités de gouvernance entre les deux fondations.

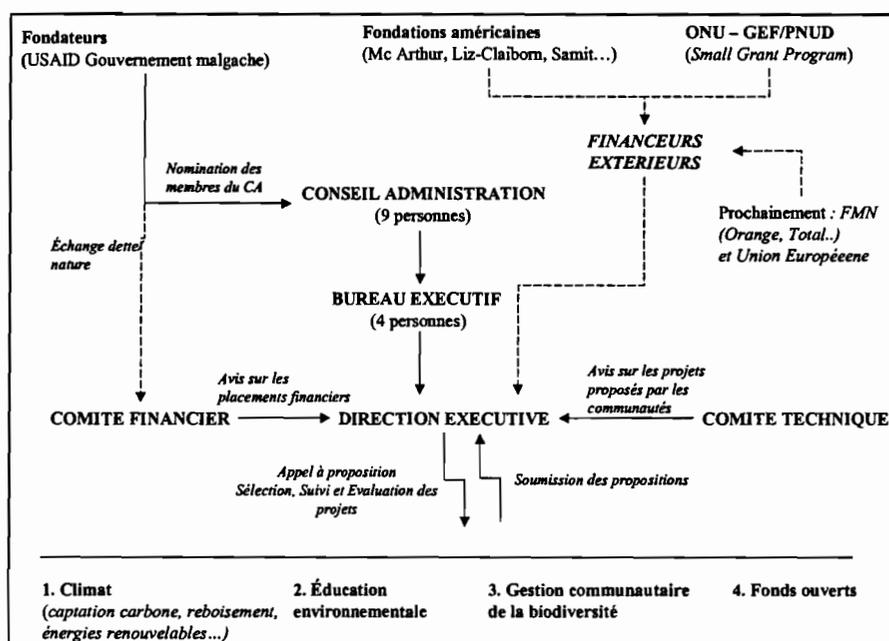
2.3. De la (légitime) recherche de financements exogènes au risque de perte de souveraineté : quelques éléments de gouvernance comparée au sujet des fondations

Dans le cas de la Fondation *Tany Meva*, le centre de décision paraît se situer au niveau de la Direction Exécutive. Même si celle-ci doit rendre compte à son Conseil d'Administration, il apparaît clair par exemple que c'est au niveau de la Direction

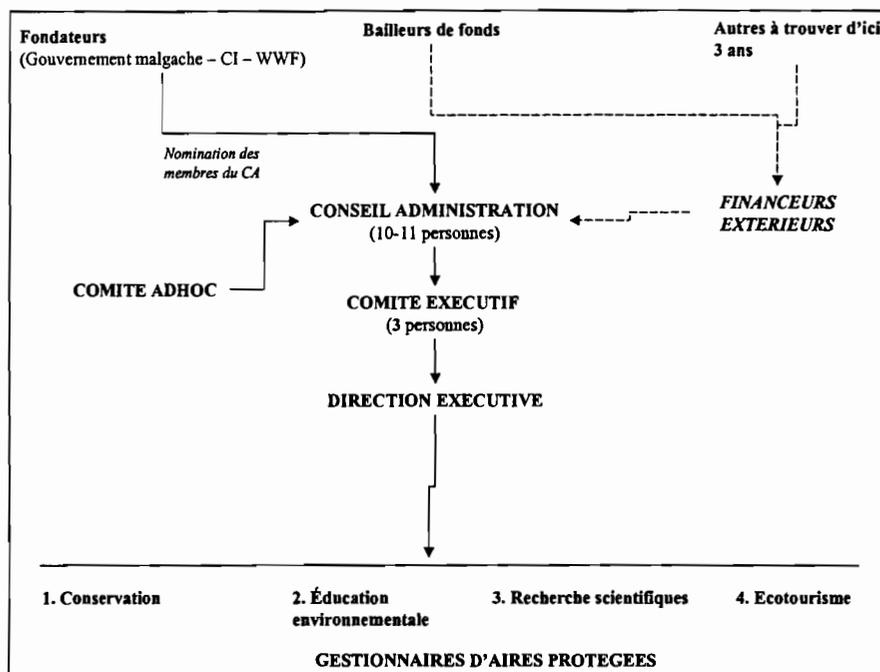
⁹ Même s'il est fait mention dans les textes fondateurs de la Fondation que les intérêts des placements pourront servir à des activités autres que celles réalisées par l'ANGAP (promotion de l'écotourisme, création de nouvelles aires protégées...).

Exécutive que se prennent à la fois les décisions relevant de l'affectation des fonds et celles relevant de la politique de financement (recherche de fonds).

La situation semble être différente dans le cas de la Fondation sur les aires protégées. Apparemment le centre de décision se situerait à des niveaux plus élevés dans l'organigramme. Il peut s'agir d'un choix lié à la capacité de *lobbying* que souhaite avoir cette fondation ; *lobbying* vis-à-vis de l'administration fiscale voire du gouvernement. La captation des fonds est une activité qui se joue à ce niveau. De même la recherche de fonds à l'étranger est une activité que se proposent de réaliser les ONG fondatrices. De par son objectif initial de financer le SAPM, la fondation se trouve contrainte de focaliser son attention sur cette recherche de financement, l'utilisation des fonds est une activité pour le moment qui fait peu l'objet de débats ou de politiques spécifiques.



Il est à noter également le poids des ONG de conservation dans cette fondation puisqu'elles sont à la fois membres fondateurs du Conseil d'Administration et gestionnaires de parcs, soit directement comme WCS à Makira soit indirectement à travers le soutien à des ONG nationales de petite taille comme Fanamby ou à l'ANGAP.



Au bout du compte, le montage de cette nouvelle fondation laisse augurer aux yeux de nombreux observateurs nationaux comme un outil tout à fait pertinent mais dont la fonction essentielle sera la collecte de fonds à travers une activité de *lobbying* au sein de laquelle les grandes ONG trouveront un rôle à leur mesure.

3. Vers une accentuation des financements exogènes : le cas du carbone

Le développement du marché international du carbone constitue également une opportunité de financement des aires protégées des actions de conservation pour les acteurs de la politique environnementale des pays en développement. Elle est caractéristique d'une tendance forte à la marchandisation des services écologiques.

3.1. Du protocole de Kyoto au marché du carbone

La séquestration de carbone » correspond à l'absorption et l'emmagasinage par les arbres et autres plantes du carbone émis dans l'atmosphère par la combustion de minéraux fossiles et autres activités. Le financement des aires protégées passerait ainsi par le développement de projets de contrepartie de la fixation du carbone dans le cadre du Protocole de Kyoto ou bien dans le cadre d'engagement volontaire d'entreprises des pays industrialisés (Emerton *et al.*, 2006). En effet, depuis 1997, date de la signature du protocole de Kyoto, plusieurs pays industrialisés se sont engagés à réduire leurs émissions de gaz à effet de serre, essentiellement le dioxyde de carbone.

Les mécanismes de flexibilité mis en place pour faciliter l'atteinte de ces objectifs permettent l'échange des permis d'émission entre pays offreurs et pays demandeurs de permis. Selon une logique économique très simple, une entreprise ayant obtenu un certain quota d'émission de CO₂ peut engager des dépenses afin d'améliorer son

processus de production et de réduire par conséquent ses émissions ou alors d'acheter des permis à d'autres acteurs. Le prix de marché qui en découle est alors mis en parallèle avec le coût marginal de la dépollution.

Les parties à la Convention sur le changement climatique discutent également l'adoption d'une réglementation qui permettrait aux pays développés de réaliser une partie des réductions requises en payant les pays en développement des sommes pour qu'ils conservent (ou plantent) des forêts pouvant emmagasiner ou séquestrer de telles émissions. Ce mécanisme de développement propre (*Clean Development Mechanism* – CDM) autorise les pays ayant signé le protocole de Kyoto à bénéficier de crédits de réduction de carbone (URE pour Unité de Réduction Certifiées) en échange du financement de projets permettant la séquestration du carbone dans les pays en développement et plus généralement concourant au développement durable du pays.

Il peut donc aboutir au paiement de milliards de dollars aux pays en développement, en échange d'un engagement par ces derniers de conserver ou de planter des arbres dans de vastes zones de forêts. De nombreuses limites relatives au fonctionnement du Protocole de Kyoto ont été avancées ; notamment celles relatives à l'iniquité des quotas initiaux. Dans le cadre de cet article, nous nous limiterons aux risques de dérapage liés à une extension des mécanismes marchands.

3.2. Agir localement, payer globalement ?

En attendant 2008, date à laquelle le marché international du carbone sera ouvert, plusieurs pays et entreprises privées ont anticipé et développé des projets carbone dans les pays en développement ; soit isolément, soit dans le cadre de marché régionaux ou nationaux. Leurs objectifs sont pluriels : faciliter l'intégration commerciale dans le pays d'accueil, rechercher une image écologique et humaniste ou tout simplement obtenir des crédits de carbone en vue de l'instauration du marché international du carbone. Dans ce dernier cas, plusieurs stratégies se dessinent : (i) obtenir ces crédits à moindre coût là où les niches de puits de carbone sont les plus importantes, (ii) obtenir des crédits à un prix plus bas que celui qui sera pratiqué dans quelques années pour ne pas pénaliser l'entreprise dans le futur ou bien (iii) pour revendre à meilleur prix ces crédits et réaliser des bénéfices.

Ainsi, les stratégies des firmes multinationales peuvent être diverses et au fur et à mesure que l'on se rapproche de 2008, la logique « investisseur » va laisser progressivement place à une logique « acheteur » qui selon nous risque d'avoir des conséquences importantes pour la gestion locale des ressources. En effet, jusqu'à aujourd'hui, les FMN qui investissent dans des projets de ce type dans les aires protégées font figure de pionniers en la matière. Que leur objectif soit commercial (image écologique ou stratégie d'implantation dans le pays) ou d'anticipation du marché du carbone, ces entreprises s'investissent dans des projets de reboisement ou de lutte contre la déforestation. C'est le cas de Mitsubishi dans l'aire protégée Makira dans le Nord-Est malgache. Dans une telle situation, l'ONG WCS et l'entreprise Mitsubishi se mettent d'accord sur les modalités du projet : financement d'une part, objectif d'évitement de la déforestation d'autre part. Les coûts de gestion de l'aire protégée sont donc en partie couverts par l'investissement de la firme automobile. L'image de cette entreprise est ainsi valorisée sur la scène internationale *via* les réseaux de WCS et de CI notamment et l'entreprise obtient également des crédits.

Cette expérience nationale et la proximité d'acteurs tels de la Banque Mondiale ou le GEF servant d'intermédiaire entre les pays en développement et les FMN et les pays industrialisés, conduisent les acteurs de la politique environnementale à promouvoir ce type d'initiatives.

Plusieurs projets sont ainsi développés à Madagascar depuis 2005, dans ou en dehors des aires protégées tels que le projet d'appui à la filière carbone dans le corridor Zahamena – Mantadia (encadré 2) ou le fonds carbone de Makira dans la région de Maroantsetra (encadré 3). Le processus est le suivant : le bailleur de fonds identifie avec le relais d'un bureau de consultants la pré-faisabilité du montage d'un projet de contrepartie de fixation de carbone dans une localité particulière (identification de la nature du projet - reboisement, évitement...- et des acteurs impliqués localement, estimation approximative du coût du projet...). Si cette étape est franchie avec succès, il est alors réalisé une étude de faisabilité affinant le projet et remplissant les conditions d'obtention des crédits de carbone certifiés (prouver l'additionnalité du projet, identifier les fuites économiques, le coût à la tonne de carbone...). Si le projet est alors jugé viable, il revient aux différents acteurs de trouver un investisseur potentiel.

L'encadré suivant montre l'exemple du montage d'un projet de contrepartie de carbone en cours de développement dans le corridor de Zahamena- Mantadia.

Le projet « identification des projets d'appui à la filière carbone par le reboisement à vocation sociale et environnementale et par l'évitement des défrichements de forêt primaire » mené par le SCAC de l'Ambassade de France à Madagascar a porté l'attention sur la commune de Lohariandava dans le district de Brickaville, région de Toamasina. L'association relais, la FFA, déjà implanté localement à travers plusieurs projets agrienvironnementaux, a reçu mandat « d'élaborer et tester une nouvelle approche pour concilier conservation de la biodiversité et de réduction de la pauvreté. L'objectif concret à long terme est d'assurer la protection des forêts restantes ainsi que d'agrandir et relier des lambeaux forestiers par régénération naturelle à travers le paiement de primes ou compensations aux populations qui gèrent ces ressources et qui s'engagent à surveiller les forêts et à renoncer à la culture sur brûlis sur les jachères avoisinantes. Le projet vise à intégrer tous les 500 ménages environ habitant les villages de la zone d'intervention qui, en compensation des efforts pour conserver et protéger l'intégralité des surfaces forestières et de régénération contre des défrichements et feux, profiteront de primes de 40 euros par an pour chaque hectare de jachère qui sera exclu de la mise en culture. Afin de pérenniser et d'organiser le paiement de ces primes de protection et surveillance, l'objectif spécifique du projet est de mettre en place les dispositifs permettant d'établir des contrats entre les associations locales et des financiers externes ;

- mettre en place des associations locales regroupant tous les lignages des villages en tant que communautés de base pour gérer les surfaces à protéger ;
- identifier de manière participative les forêts à protéger et les jachères à régénérer, les délimiter matériellement par des layons les contournant et les cartographier ;
- proposer, négocier, faire adopter et valider des conventions locales (dina) concernant la protection des forêts et des jachères à régénérer ;
- caractériser les différents types et stades et jachères et de forêts et en déterminer la composition floristique et la biomasse ainsi que de mettre en place des plateaux permanents et des essais d'enrichissement pour un suivi périodique à long terme ;
- élaborer, ensemble avec les communautés, des plans de gestion des forêts et des jachères à protéger ainsi que former et appuyer les associations locales pour les mettre en œuvre, cas pour contrôler et documenter l'exploitation et surveiller les surfaces à protéger contre tout défrichement ou feu ;
- initier, accompagner et suivre le transfert / la délégation de la gestion des forêts et jachères à régénérer ;
- justifier une ligne de base sans intervention et la comparer avec les impacts du projet, aussi bien sur les stratégies de subsistance des ménages que sur la sauvegarde et l'extension de la forêt naturelle en tant que réservoir de biodiversité et puit de carbone ;

- évaluer le potentiel de production d'unités vérifiées de réduction d'émissions de carbone à haute valeur écologique et sociale, et/ou de certificats de protection de la biodiversité ;
- élaborer des documents de présentation du projet, rechercher et contacter des acheteurs, commissionnaires, investisseurs et/ou bailleurs de fonds potentiels pour la pérennisation du projet » (FFA, 2006 - pp. 95-96)

En prenant en compte la séquestration additionnelle et à partir des jachères sous régénération naturelle et l'évitement de déstockage, les coûts de production par tonne de CO2 évitée sont estimés à 1 US\$. « le projet n'a pas encore été soumis à d'autres acheteurs du marché du carbone, mais quelques acteurs du marché volontaire ont été identifiés pour être contactés ultérieurement » (FFA, 2006 - p.104)

L'existence de cette modalité de financement présente l'avantage d'accélérer l'octroi de revenus pour les associations locales. Ceci permet de concrétiser l'alternative aux pratiques non durables, ce qui est un problème majeur des activités de valorisation économique par la mise en place de filières de production (artisanat, apiculture...). Elle présente également l'avantage d'assurer sur le long terme un flux continu de revenus ; libre aux groupements paysans de choisir la meilleure utilisation de ces ressources.

Le fonds carbone de Makira

Le projet de carbone, initié par Conservation International et le Groupe Mitsubishi à travers une de ses ramifications : le NatSource Japan Co. Ltd, part du principe qu'une utilisation durable du sol permet de préserver des secteurs forestiers à haute diversité biologique telle que la forêt de Makira située au Nord - Est de Madagascar. Etant donné qu'au niveau mondial, le déboisement est responsable de presque 20 pour cent des émissions CO2 annuelles et vu l'importance de la pratique de l'agriculture sur brûlis à Madagascar, la lutte contre la déforestation constitue un moyen pour limiter les émissions de CO2 conformément au Protocole de Kyoto.

Le projet Makira, en réallouant la somme issue de la vente des crédits de carbone à des activités génératrices de revenus pour les populations locales, vise à empêcher le déboisement abusif et à protéger les ressources forestières. A ce titre et dans l'objectif d'une utilisation durable du sol, un secteur de la forêt de Makira, auparavant déboisé par les agriculteurs pour la riziculture, a été aménagé en pépinière. Cette initiative permet à la fois de générer des revenus grâce à la vente des jeunes plants d'arbres et de répondre aux critères de développement propre par une protection contre le déboisement.

Il est cependant pertinent de relever que le fonds carbone de Makira représente un investissement moindre compte tenu de l'envergure de la forêt du même nom. Le protocole signé entre Mitsubishi, Conservation International et l'Etat Malgache à travers le MINENVEF ne concerne que 21 ha de forêt sachant que la superficie totale de la forêt de Makira est de 317.217 ha. Le montant issu de la vente des crédits carbone du projet est tout aussi peu significatif. Il s'élève à 200.000 Dollars US (Groupe Mitsubishi et autres acheteurs inclus) alors qu'à travers le monde, les fonds carbone se négocient en dizaine de millions de Dollars US. C'est dire la faible envergure des fonds carbone comme alternative pour un financement durable des Aires Protégées à Madagascar. L'on peut d'ailleurs se demander l'objectif de ces financements pour les ONG et les FMN : partent-ils d'une réelle volonté de promouvoir le marché du carbone et de contribuer au financement de la conservation de la biodiversité ? Ou malheureusement ne sont-ils que des coups de publicité pour des firmes qui ont besoin d'améliorer leur image sur la scène internationale et des ONG qui ont besoin de spécifier leur présence dans un monde où l'écologie semble être la prétention de tout un chacun. De telles questions suscitent l'intérêt étant donné d'une part, l'envergure d'une firme comme Mitsubishi et d'autre part, le montant infinitésimal des crédits carbone qu'elle achète et surtout où elle les achète.

3.3. D'une logique de projet à une logique de marché

Toutefois, les limites sont importantes et peuvent être regroupées en deux catégories. La première sur laquelle nous ne nous attarderons pas, est liée au mode de répartition de la manne financière créée. Il apparaît clair au vu des expériences de valorisation économique que l'arrivée d'une quantité d'argent peut déstructurer l'organisation villageoise en créant des tensions liées à la captation de la rente. Elle peut également stigmatiser les conflits entre la population locale et l'administration déconcentrée, notamment les services des Eaux et Forêts. Devant une telle rente, les enjeux autour de la délégation de la gestion et de la sécurisation foncière risquent d'être exacerbés si le montage du projet ne prend pas correctement en compte ces éléments.

La seconde qui est liée au mécanisme marchand en lui-même doit mériter une attention toute particulière car, contrairement à la précédente, cette limite est spécifique au marché du carbone. En effet, avec la perspective d'un marché international du carbone, le risque est grand de voir se développer une logique de marché hors projet avec, d'un côté, des vendeurs de crédits (les organisations paysannes locales et leurs relais associatifs locaux ou nationaux) et de l'autre des acheteurs de crédits (les firmes multinationales ou des courtiers). La décision d'acheter ou non des crédits carbone devrait logiquement relever d'une comparaison entre le prix du marché des permis d'émission, le potentiel d'amélioration technologique des processus de production des firmes en interne et les coûts des crédits carbone procurés par d'autres projets, comme les projets énergétiques par exemple.

De par l'extension de ce marché, la maîtrise du processus devrait systématiquement échapper aux communautés locales puisque leurs projets seront mis en concurrence avec d'autres projets dans d'autres pays ou de nature différente et mis plus globalement en concurrence avec les différentes options offertes aux FMN. Le marché du carbone et son segment « crédits de contrepartie » seront très rapidement pilotés par la demande. De nombreuses offres risquent de ne pas trouver preneur ou dans le meilleur des cas trouveront acquéreur dans un processus qui leur échappera totalement.

Tant que la situation sera caractérisée par des projets pilotes menés par des entreprises pionnières, ces risques seront réduits. Mais au fur et à mesure de la mise en œuvre du protocole de Kyoto, les investisseurs seront moins fréquents et se transformeront probablement en simples acheteurs de crédits; laissant ainsi la couverture de risque aux acteurs nationaux et locaux, comme le mentionne le Guide des instruments financiers de conservation dont nous proposons un extrait dans l'encadré suivant :

« Le marché du carbone continue à évoluer rapidement. Dans de nombreux exemples (...), les projets « carbone » dédiés aux forêts ont été des marchés « ponctuels » et complexes, où leurs initiateurs cherchaient à acquérir de l'expérience et les investisseurs à se faire une publicité favorable. Les

sociétés ont effectué à cette occasion d'importants investissements initiaux dans des projets pilotes sur le carbone, en espérant que des crédits de carbone viables et intéressants pourraient un jour, en résulter. Ces investisseurs pionniers étaient disposés à payer les frais de démarrage d'un projet et à assumer de nombreux risques associés à la production des contreparties. L'entrée en vigueur désormais effective du protocole de Kyoto et le développement d'autres instruments politiques et programmes nationaux rendent désormais opportun un plan commercial plus systématique pour répondre à la demande de crédits de carbone ; la conséquence de ces évolutions est que les investisseurs préféreront acheter des contreparties plutôt que de financer des projets. Les promoteurs de projet devront identifier des sources de financements suffisamment importantes pour être en mesure de démarrer de nouveaux projets et de produire des contreparties à vendre sur le marché. Les investisseurs demanderont aux initiateurs de projets d'assumer les risques de production des contreparties et de fournir des garanties sur le choix du moment et l'importance de la production de ces contreparties ». Conservation Finance Alliance (2003) p.11

Cette situation et les risques futurs ne sont pas directement perçus par les acteurs de la politique environnementale malgache. Pour ces derniers, il est essentiel de trouver des modalités de financement dans un court terme ; les risques socio-économiques des montages futurs n'étant pas pris en considération ni dans les projets ni même dans les discours. La vulnérabilité des organisations paysannes dans un tel schéma marchand n'est pas vraiment un sujet d'importance. L'explication est peut être à trouver dans le rôle que les ONG semblent prêtes à jouer. En étant à l'interface entre les associations relais et/ou les communautés rurales d'un côté et les firmes multinationales de l'autre, les ONG de conservation les plus influentes développent une fonction d'intermédiation financière ; fonction qui tout en étant nouvelle mobilise les compétences qu'elles développent depuis longtemps, lobbying auprès de financeurs privés d'un côté et relais historiques dans le paysage local.

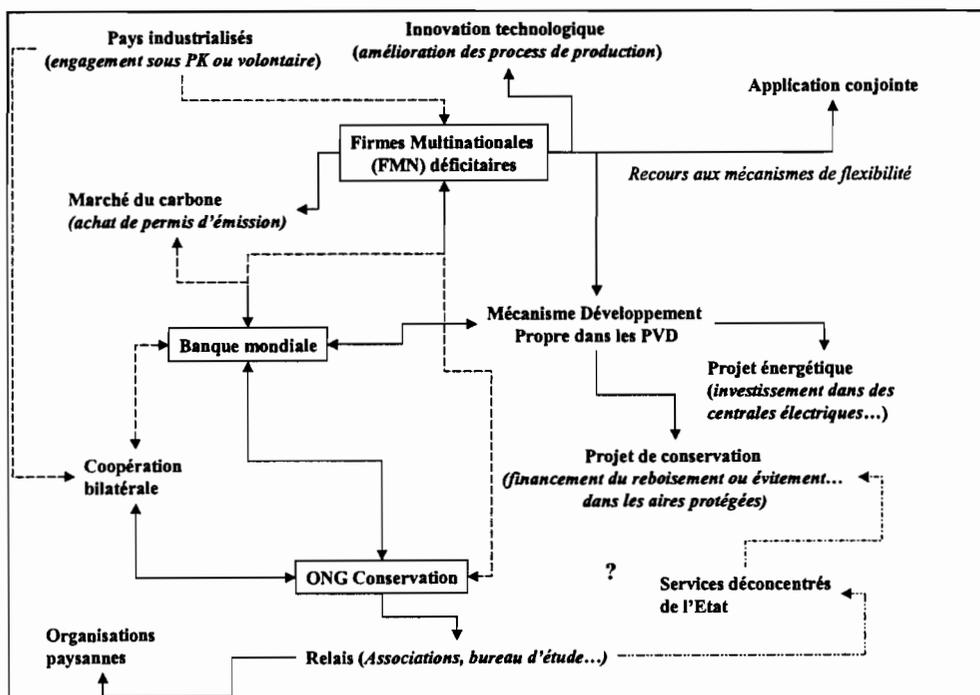
Le parallèle entre la politique d'extension des aires protégées et le développement du marché du carbone est aussi un élément à prendre en compte. En effet, dans le cadre du développement de projets de contrepartie de fixation de carbone, les investissements initiaux sont importants. Les démarches permettant de définir un certain nombre de crédits certifiés à un coût particulier nécessitent des coûts fixes dont le poids est d'autant plus réduit que la surface en question et par conséquent le nombre de crédits certifiés est important. Dans l'optique d'un développement du marché du carbone, les projets permettant d'obtenir un nombre important de crédits devraient dans un premier temps attirer l'attention.

Tout concourt donc à rendre adéquat la politique de développement d'aires protégées de grande taille avec le marché du carbone ; la quantité d'URE associé à un coût moyen relativement faible devrait attirer les acheteurs. Pour autant, en déplaçant le centre de décision au niveau international, c'est-à-dire dans un milieu entre ONG d'envergure internationale et les FMN, le risque est grand de voir ces projets se déconnecter de la réalité. En effet, en promouvant des projets de taille importante, le coût à la tonne séquestré sera réduit alors que les coûts de répartition seront accrus. Ainsi, il est fort probable que les projets de grande envergure seront plus facilement vendables (coût moyen réduit, publicité plus importante...) mais plus difficilement appropriables localement (difficulté de coordonner les organisations paysannes sur un nombre de villages ou de communes important...).

Ainsi que nous le faisait remarquer un bailleur oeuvrant dans le domaine, le problème rencontré par les ONG promouvant des projets de contrepartie de carbone sur de grande taille est de trouver les relais au niveau local ; des associations ayant

suffisamment de poids vis-à-vis de la population locale et de structure interne (personnel, moyens de fonctionnement...) pour couvrir des superficies assez grandes. Or, l'enjeu du passage entre logique d'investissement dans des projets de contrepartie et logique d'achats de crédits est bien cette externalisation du risque de non-réalisation du projet. Il reviendra alors aux ONG et à leurs relais locaux de s'assurer de l'effectivité du projet ; la FMN censé bénéficier des crédits n'achètera que les crédits effectivement certifiés. On voit même apparaître une fonction nouvelle pour la Banque Mondiale dans ce schéma laquelle à travers son dispositif de Fonds BioCarbone dépasse son simple rôle d'intermédiaire financier pour apparaître comme une institution mutualisant les risques des FMN : *« au fil du développement du marché, les acheteurs de crédits de carbone souhaitent de plus en plus diversifier les risques en investissant dans un portefeuille de projets plutôt que de dépendre complètement d'un seul projet. Les fonds de placements tels que le FPC et le FB de la Banque Mondiale, aident à faire face à cette inquiétude en agissant comme des mécanismes de mutualisation permettant à un ensemble d'investisseurs de détenir des participations dans un certain nombre de marchés de contrepartie de la fixation du carbone, réduisant ainsi les risques et permettant aux investisseurs individuels de faire circuler leurs fonds propres d'une projet à l'autre, comme bon leur semble »* (Conservation Finance Alliance, 2003, p.11).

Finalement, les projets de contrepartie de carbone apparaissent comme une option qui intéresse fortement les acteurs de la politique environnementale malgache, et tant que ces initiatives demeurent dans le cadre strict de financement de projet pilote de taille réduite, les risques de perte de contrôle sont limités. Ces risques nous apparaissent par contre très importants dans le cadre d'un marché du carbone dans lequel la tendance aux projets de grande taille sera forte alors même que les problèmes de gestion des aires protégées doivent être résolus localement.



Conclusion

La politique d'extension des aires protégées à Madagascar trouve dans l'émergence (et/ou l'expansion) des instruments financiers sur la scène internationale, une légitimité économique à son objectif de financement durable. Le fait qu'aujourd'hui les bailleurs de fonds associent pérennisation financière de la politique environnementale à financement durable des aires protégées traduit bien ce glissement. A l'inverse, les ONG et les bailleurs de fonds qui promeuvent ces outils prennent appui sur les aires protégées pour justifier l'intérêt économique de la conservation et l'utilisation de ces instruments.

L'expérience malgache montre comment en l'espace de quelques années, le discours entourant ces nouveaux instruments de financement est devenu commun à l'ensemble des acteurs de la politique environnementale. Il va de pair avec l'accroissement de la superficie des aires protégées à Madagascar sans pour autant que le financement effectif soit garanti.

Pour la plupart des acteurs, c'est le pragmatisme qui importe c'est-à-dire la capacité à obtenir des sources de financement qui ne passe pas directement à travers une relation bailleurs bilatéraux / Gouvernement ; indépendamment des risques encourus. Finalement, deux remarques peuvent être formulées à l'issue de ce panorama : premièrement, les instruments exogènes contribuent à augmenter le nombre d'intermédiaires et ce faisant déplacent le centre de décision et de négociation à l'extérieur du pays (les marchés boursiers dans le cadre des *trusts funds*, les marchés du carbone pour les outils liés aux négociations sur le climat...). Ceci a pour conséquence d'accroître le pouvoir des ONG de conservation qui peuvent servir d'intermédiaire financier entre les sources de financement à l'étranger et les gestionnaires de parcs ; voire éventuellement les groupements paysans. Deuxièmement, cette tendance à développer des instruments évinçant la puissance publique, à supposer qu'ils deviennent effectifs, risquent de tendre encore plus les relations entre les services déconcentrés de l'administration forestière et les autres acteurs de la politique environnementale.

Annexe

Cette démarche d'extension des aires protégées malgaches peut être découpée en 2 périodes distinctes. La première (septembre 2003 – mars 2005) durant laquelle les ONG de conservation proposent de définir les nouvelles aires protégées autour du concept de site de conservation dont l'orientation est clairement conservacionniste (catégorie IV) de l'UICN et la seconde (de mars 2005 à aujourd'hui) durant laquelle l'UICN propose de définir les nouvelles aires protégées en fonction des objectifs de gestion et des modes de gouvernance et non pas de manière unilatérale et unifonctionnelle.

L'UICN (plus particulièrement la Commission des politiques environnementales, économiques et sociales – CEESP – et la Commission mondiale des aires protégées – WCPA) propose de regrouper l'ensemble des aires protégées malgaches autour du concept de Système National d'Aires Protégées (SNAP) dont la déclinaison malgache est connue sous l'acronyme de Système d'Aires Protégées Malgaches (SAPM). L'UICN définit le SNAP de la manière suivante : « *Un SNAP est un ensemble représentatif d'aires protégées qui comprend : (1) tous les habitats*

majeurs (par exemple dans un pays ou une région) ; (2) des habitats assez larges, capables de soutenir des populations viables de flore et de faune ; (3) des habitats bien connectés, pour permettre les échanges génétiques nécessaires à la stabilité des espèces. En règle générale, dans un système d'aires protégées, au moins 2/3 du terroir doit être maintenu dans des conditions naturelles. Le tiers restant ne doit pas être géré selon des méthodes intensives telles que les plantations forestières, même s'il pourrait être modifié ou exploité de façon durable » (Borrini-Feyerabend et Dudley, 2005, p. 15).

Le SNAP s'appuie sur la définition des aires protégées proposée par l'UICN (voir ci-dessous) et se caractérise par des objectifs de gestion et des modalités de gouvernance (prise en charge par qui et comment ?) : « *La gouvernance d'une AP a trait à des questions de pouvoir, de relations et de responsabilité. On peut la définir comme l'ensemble des interactions entre les structures, les processus et les traditions qui déterminent la façon dont l'autorité est exercée, dont les responsabilités sont réparties, dont les décisions sont prises et dont les citoyens et les autres acteurs sont impliqués dans une AP* » (Borrini-Feyerabend et Dudley (2005), p.19).

Un SNAP (comprenant plusieurs catégories de gestion et types de gouvernance) présenterait plusieurs avantages : une amélioration de la représentativité des écosystèmes protégés ; une amélioration de la connectivité fonctionnelle et biologique au niveau des paysages marin et terrestre ; un accroissement de la flexibilité pour l'extension du réseau d'aires protégées...

Au-delà de la définition, l'intérêt du SNAP est de mettre en perspective les différentes catégories de l'UICN qui caractérisent des objectifs de gestion par rapport à différentes modalités de gouvernance. Par gouvernance d'une aire protégée, l'UICN entend : « *la façon dont l'autorité est exercée, dont les responsabilités sont réparties, dont les décisions sont prises et dont les citoyens et les autres acteurs sont impliqués dans une aire protégée* » (Borrini-Feyerabend et Dudley (2005), p.19). La notion de SNAP est par conséquent intimement liée aux modalités de gouvernance dudit système.

La philosophie du SNAP est de permettre une approche plus dynamique de la politique de conservation. Il ne s'agit plus de définir simplement telle ou telle catégorie de l'UICN ou objectif de gestion à une aire protégée quelconque mais de mettre en évidence l'articulation entre différentes formes de conservation (dans l'espace et dans le temps) par rapport aux acteurs impliqués. De ce point de vue, le SNAP permet une approche plus contextualisée ; il peut d'ailleurs se décliner au niveau régional ou national.

La gouvernance d'une aire protégée peut être abordée à l'aide de 2 questions : « qui ? » et « comment ? ». On distingue 4 types majeurs de gouvernance sur la base de qui détient l'autorité et la responsabilité de la gestion et doit rendre compte des résultats achevés : les *AP gérées par le gouvernement* (à plusieurs niveaux, ou même déléguées à des tiers) ; les *AP co-gérées* (gérées de façon participative, par plusieurs parties prenantes) ; les *AP privées* (gérées par les propriétaires de la terre et des ressources naturelles) ; les *Aires du Patrimoine Communautaire* (ou encore les *Aires patrimoniales communautaires*) (gérées par les peuples autochtones et les communautés locales – sédentaires et mobiles directement concernés ; lien entre

diversités biologique et culturelle). La question du comment aborde les normes (internationales, nationales, locales/coutumières ?) qui sont appliquées.

Borrini-Feyerabend et Dudley (2005) ont proposé de mettre en perspective le réseau actuel d'aires protégées malgaches en fonction des 4 types de gouvernance suivants :

1. les aires protégées gérées par le gouvernement (ou déléguées à des tiers) : dans le cas de Madagascar, la gestion déléguée à l'ANGAP rentre dans cette catégorie ; mais on peut imaginer également une gestion plus directe par la DGEF ou par le ministère des pêches. De même, la délégation de gestion peut être confiée à une ONG, une université qui doit alors agir au nom du ministère concerné. Enfin, dans le cadre de la décentralisation, la gestion des aires protégées par une institution régionale ou locale peut être envisagée.
2. les aires protégées cogérées : il s'agit ici d'une gestion effectuée par plusieurs entités. Cela peut prendre la forme d'une gestion collaborative dans laquelle la gestion est réalisée par une seule institution mais qui collabore avec d'autres acteurs pour définir les modalités de la gestion, à une gestion conjointe (ou cogestion) dans laquelle plusieurs institutions gèrent ensemble l'aire protégée ;
3. les aires protégées privées : comme son nom l'indique ces aires protégées sont gérées par celui qui en détient un titre de propriété. Dans ce cas, le propriétaire doit définir un cahier des charges censées garantir la conservation de la biodiversité.
4. les aires du patrimoine communautaire : ce type d'aires protégées concerne celles qui sont gérées par les communautés locales et les populations autochtones. Elles concernent en fait toutes les formes de conservation définies par ces communautés et populations de manière traditionnelle. L'objectif consiste alors à inventorier les forêts qui bénéficient d'un caractère sacré par ces acteurs et de les renforcer. Les règles de gouvernance sont définies par ces communautés ou populations autochtones.

L'objectif de la démarche SNAP est d'articuler les catégories de l'UICN avec les objectifs de la nouvelle politique de conservation (Vision Durban) et le contexte malgache (règles nationales formelles et informelles). Rappelons qu'en raison d'un nombre très conséquent de définitions des aires protégées de par le monde, l'UICN a proposé en 1994 une nomenclature permettant de comparer les différents systèmes de conservation de la biodiversité. Les catégories retenues sont les suivantes :

- Les catégories Ia et Ib correspondent aux aires protégées à vocation scientifique et de protection en vue de préserver les conditions naturelles des écosystèmes ainsi concernés. A Madagascar, il s'agit des Réserves Naturelles Intégrales et les noyaux durs des Parcs ; on ne distingue pas Ia et Ib à Madagascar.
- La catégorie II est à finalité de conservation et de récréation. L'écotourisme y est promu ainsi que les prélèvements de produits ligneux et non ligneux s'inscrivant dans une logique de droits d'usage. On y trouve les Parcs Naturels tels que ceux de Ranomafana, Mantadia ou Makira.
- La catégorie III rassemble les aires protégées gérées principalement dans le but de préserver des éléments naturels (et/ou culturels) spécifiques. Il n'existe pas à l'heure actuelle d'aires protégées de cette catégorie à Madagascar. Les sites potentiels identifiés sont par exemple les grottes de Nosy Hara, l'allée des Baobabs de Morondava, les cratères de Tritiva...
- La catégorie IV tient compte des aires protégées dont l'objectif est de préserver une ou des espèce(s) particulière(s) et leur habitat. Elle se distingue de la catégorie II

par sa taille (plus petite) et généralement, elle met l'accent sur la valorisation économique et culturelle comme l'écotourisme à sa périphérie. A Madagascar, ce type d'aires protégées correspond aux réserves spéciales comme celles de Beza Mahafaly, d'Ambohitantely ou encore le Pic d'Ivohibe.

- La catégorie V tient compte plus particulièrement des aires naturelles qui mettent en avant les interactions positives entre l'homme et la nature. Les valeurs culturelles tout comme la conservation de la biodiversité sont les éléments essentiels de ce type de catégorie. Ce type d'aire protégée s'inscrit dans une démarche de terroir dans laquelle la conservation de la biodiversité apparaît comme le produit d'une intervention humaine traditionnelle. L'UICN parle alors d'approche par le paysage. A Madagascar, il n'existe pas pour le moment d'aires protégées de ce type. Par contre dans de nombreux cas, c'est la présence humaine qui permet de maintenir certaines espèces par la présence du bétail (nourrit de liane endémique qui tue les arbres à Beza Mahafaly), par la pratique des feux de brousse qui élimine les plantes invasives (cas de l'Andringitra puisqu'une espèce d'orchidées coexiste avec l'espèce *Phillipia* ; sans les feux des éleveurs, l'espèce *Phillipia* occupe alors tout l'espace) ou qui permet une régénération bénéfique pour l'écosystème (exemple de la forêt de tapia dans laquelle les feux permettent favorise les jeunes pousses plus tendres appréciées par les chenilles de soie ; exemples de l'Isalo et du plateau d'Horombe où les feux des éleveurs permettent de maintenir *Cataranthus ovalis*...).

- Enfin la catégorie VI intègre les aires protégées dont l'objectif est l'utilisation durable de la biodiversité. Pour l'UICN, il s'agit en fait d'une aire suffisamment vaste pour que l'utilisation (durable) des ressources et de l'environnement ne porte pas préjudice à long terme à la qualité naturelle de l'aire. Dans ce type de catégorie, les activités humaines sont acceptées à condition qu'elles obéissent à des règles de prélèvements définies sur une base conservatoire. La description de la catégorie VI est finalement assez floue voire parfois contradictoire. Ainsi, l'intitulé laisse penser que l'accent est mis sur une gestion normative sous contraintes, mais pour autant une grande partie de l'aire devrait être maintenue à son état naturel. Pour certains acteurs à Madagascar, cette mise sous cloche pourrait atteindre 75% de la superficie totale de l'aire mais ce chiffre fait actuellement débat. D'ailleurs, pour l'UICN, cette catégorie se place entre les catégories III et IV lorsque l'on considère le degré d'anthropisation de l'aire protégée. Quoiqu'il en soit, pour les experts de l'UICN, les corridors de Zahamena-Ankeniheny et celui de Ranomafana- Andringitra- Ivohibe appartiennent à cette catégorie VI.

Bibliographie

Andriamahefazafy F., et Méral P., (2004), « La mise en œuvre des plans nationaux d'action environnementale : un renouveau des pratiques des bailleurs de fonds ? », in *Revue Monde en Développement* : « Relations Nord-Sud et Environnement », Tome 32, 2004/3, Edition De Boeck, pp. 27-42.

Andriamahefazafy F., Andrianambinina D., Froger G., Méral P. et A. Rabearisoa, (2006), *Les corridors dans les dispositifs de conservation à Madagascar*, Document de travail, ATI Aires protégées, 31 p.

Andriamahefazafy F., Méral P. et Rakotoarijoana J.R., (2007), « Le Plan environnemental malgache : du concept à l'heure des bilans », in Chaboud C., Froger G. et Méral P. (eds), *Le développement durable dans les pays en développement : utopie ou nécessité ? Le cas de Madagascar*, Karthala, à paraître.

- Banque Mondiale, (2004), *Projet d'appui au Programme Environnemental Phase III - Madagascar*, Document d'évaluation de projet, Bureau Régional Afrique.
- Borrini-Feyerabend G. et Dudley N., (2005), *Elan Durban...Nouvelles perspectives pour les Aires Protégées à Madagascar*, WCPA, IUCN, 44 p.
- Brinkerhoff D., (1996), « Coordination issues in policy implementation networks: an illustration from Madagascar's Environmental Plan Action », in *World Development*, Vol. 24, no.9, pp. 1497 – 1510
- Carret J-C., et Loyer D., (2003), *Comment financer le réseau d'aires protégées terrestres à Madagascar?* Document de travail préparé pour la Vème World Parks Congress, Durban, World Bank, Agence Française pour le Développement.
- Chaboud C., Méral P. et D. Andrianambinina, (2004), « Le modèle vertueux de l'écotourisme : mythe ou réalité ? l'exemple d'Anakao et Ifaty-Mangily à Madagascar ». *Mondes en développement*. Vol. 32-2004/1 – n° 125, pp. 11-32.
- Conservation Finance Alliance, (2003), *Guide des mécanismes financiers de conservation* (<http://www.guide.conservationfinance.org>)
- Eagles P.F., (2001), *International Trends in Park Tourism*, Document préparé pour EUROPARC 2001, Matrei, Autriche.
- Emerton L., Bishop J., Thomas L., (2006), *Sustainable financing of protected areas: A global review of challenges and options*, UICN, 97 p.
- Falloux F. et Talbot L., (1992), *Environnement et développement en Afrique – Crise et opportunité*, Maisonneuve et Larose, Paris.
- Froger G. et Andriamahefazafy F., (2003), « Les stratégies environnementales des organisations internationales dans les pays en développement : continuité ou rupture ? », *Mondes en développement*, N° 124, 4, Bruxelles.
- Froger G., et Andrianambinina D., (2006), « L'écotourisme, facteur de développement durable dans un contexte de mondialisation ? Le cas de Madagascar » in G. Froger (dir). *La mondialisation contre le développement durable ?*, PIE Peter Lang. Bruxelles.
- Froger G, Méral Ph. et V. Herimandimby, (2004), «The expansion of governance in the environmental policies in developing countries : the case of Madagascar », *International Journal of Sustainable Development*, à paraître.
- Hufty M., Chollet M., Razakamanantsoa A., (1997), *Le programme d'action environnemental de Madagascar: conservation et néo-colonialisme*, Documents de travail du Projet Ecologie politique et biodiversité (EPB), No. 1, Genève.
- Karsenty A. et Weber J., (2004), « Les marchés de droits pour la gestion de l'environnement : introduction générale » in *Revue Tiers Monde*, vol.45, n° 177, pp. 7-27. Les marchés de droits pour l'environnement sont des mécanismes de gestion recourant à la création de marchés sur lesquels s'échangent des droits d'usage, sans qu'il y ait transfert de la propriété de l'objet, ou de la terre, qui constitue le support matériel de ces usages. Il s'agit ici d'évaluer les conséquences de l'expansion internationale de tels marchés sur les pays en développement, les avantages qu'ils pourraient en retirer ou les risques qu'ils auront à affronter. L'environnement, en tant que contrainte collective globale, constitue un domaine privilégié de création de marchés de droits, lesquels représentent déjà un enjeu majeur des relations Nord-Sud. (Résumé d'auteur)
- Larson, B. A., (1994), « Changing the economics of environmental degradation in Madagascar : lessons from the national environmental action plan process », *World Development*, 22(1994), pp. 671-689.

Mengue-Medou C., (2002) « Les aires protégées en Afrique : perspectives pour leur conservation », VertigO vol.3, n°1.

Moreau S., (2005), le développement durable au Sud : l'exemple de Madagascar, in Veyret Y. (ed) "le développement durable : approches plurielles", Hatier, pp.251-274.

Moye M. et Paddock J-P., (2003), *Madagascar's experience with swapping debt for the environment : Debt-for-Nature Swaps and Heavily Indebted Poor Country (HIPC) Debt Relief*, Document de travail pour le Vème World Parks Congress, Durban, South Africa, Center for Conservation Finance/ WWF Washington, WWF Madagascar, 19 p.

Resor J.P., (1997), « Debt-for-nature swaps: a decade of experience and new directions for the future », *Unasylva*, vol. 48, n°1, issue 188.

Sarrasin B. (2002), *Elaboration et mise en œuvre du plan d'action environnemental à Madagascar (1987-2001) : construction et problèmes d'une politique publique*, Thèse pour le doctorat en science politique, Université de Paris I Panthéon Sorbonne.

Spergel B. (1995), *Environmental Funds: Key Factors for Success*, WWF, Washington DC.

Spergel B. (1999), *Conservation Trust Funds: WWF's Experience*, WWF, Washington DC.

Spergel B. (2001), *Raising revenues for protected areas*, Center for Conservation Finance/WWF, Washington DC.

Spergel B. et Moye M., (2004), *Financing marine conservation – a menu of options*, Center for Conservation Finance/WWF, Washington DC.

USAID Madagascar, (2006), *Politique de mise en concession dans le domaine forestier national incluant le Système des Aires Protégées Malagasy*, Document de travail, BAMEX, MCI, 88 p.

Des territoires et des savoirs de quelle(s) nature(s) ? Quand l'« environnementalité » est mise au service du développement...

Chantal Blanc-Pamard et Hervé Rakoto Ramiarantsoa

Introduction

Notre communication s'appuie sur les travaux que nous menons à Madagascar depuis 2003, dans le cadre du programme GEREM¹-Fianarantsoa de l'UR 168, sur le corridor² forestier betsileo (fig. n° 1). Le corridor est le lieu d'intervention des acteurs du champ de la conservation de la biodiversité, à leurs différents niveaux et dans leurs interférences : des éléments de l'oligopole, des ONG-relais nationales, l'Etat par sa politique nationale et ses services déconcentrés, les institutions locales à travers les collectivités décentralisées et les communautés de base.

Notre objectif est d'apporter une réflexion sur les changements induits par une politique de l'espace où la préoccupation environnementale met en place un système territorial complexe impliquant différentes légitimités qui peuvent se trouver en discordance les unes par rapport aux autres. Il s'agit principalement de réguler l'accès des populations aux ressources de leur territoire, ce qui est un choix éminemment politique. Preuve en est le calendrier imposé par le président de la République, en septembre 2003 (Déclaration de Durban), pour porter la surface des aires protégées de 1,7 millions d'hectares à 6 millions en cinq ans. Dans cette « environnementalité » (Agrawal, 2005) du développement, qui repose, à l'échelle du pays, sur des données souvent peu fiables (cf. l'« invariabilité » des chiffres de la déforestation depuis plusieurs dizaines d'années) et, à l'échelle des Hautes Terres, sur le « flou » du rôle du corridor (Carrière, à paraître), nous souhaitons discuter trois points qui se rapportent à des questionnements de l'appel à propositions de l'ATI : les dispositifs environnementaux, l'engagement des acteurs dans le processus et le rôle des cartes dans la mise en place de ce changement³.

L'environnement en partage se caractérise par deux types d'injonctions. La première, une injonction à délimiter, se traduit à l'échelle de Madagascar, par une politique territoriale qui entraîne des réglementations portant à la fois sur des espaces physiques mais aussi sur les droits d'usage, d'accès, de commercialisation. Les enjeux et conflits qui en résultent se situent dans un mouvement global d'enclosure de la

¹ Le programme GEREM (Gestion des Espaces Ruraux et Environnement à Madagascar) a été mis en place, en juin 2003, en pays betsileo, dans la commune rurale d'Androy, sur le versant ouest du corridor, puis s'est poursuivi, en décembre 2004, en pays tañala, dans la commune rurale de Tolongoïna, sur le versant est. Ce programme est conduit en partenariat entre l'IRD et le CNRE (Centre National de Recherches sur l'Environnement). Il a établi des liens avec les universités de Tananarive et Fianarantsoa, des institutions (FOFIFA, ANGAP) et des ONGI (LDI devenu ERI, MGB - Missouri Botanical Garden -, WWF, CI) ou nationales (FCE, Programme Ramanavy).

² Au centre d'une politique combinant conservation de la biodiversité et développement, ce corridor a fait l'objet de très nombreuses études dont on trouvera les références dans les rapports d'activités de GEREM.

³ La territorialisation de l'environnement - proposé comme thème par les promoteurs de l'ATI - est un point important de notre étude, mais il est ici traité par Stéphanie Carrière et al., à l'échelle du corridor forestier de Fianarantsoa.

biodiversité qui provoque un changement d'un accès dit libre des ressources communes par les acteurs locaux à une confiscation ou à une gestion contractualisée locale. À l'échelle régionale, l'exemple de la province de Fianarantsoa montre à quel point la réalité biologique du corridor betsileo génère une multitude de formes de gestion de la ressource forestière en même temps que ce corridor devient un élément au service du politique pour capter des financements. La seconde injonction porte sur la participation (Blanc-Pamard et Fauroux, 2004). Sollicitée depuis les années 1980, puis imposée depuis, la participation est surtout celle des acteurs locaux au sein de dispositifs qui sont favorables à ce mode de fonctionnement : le PAE (Plan d'Action Environnemental), les contrats de TGRNR (Transferts de Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables), des ONG.

1. Les dispositifs territoriaux de gestion environnementale. Contexte et présentation

Depuis qu'il est corridor, en 1995, le massif forestier de la bordure orientale des Hautes Terres est devenu un archipel de territoires de conservation à différentes échelles et niveaux d'organisation reliés entre eux : Aires Protégées ou AP et TGRNR (GELOSE, Gestion Locale Sécurisée) et GCF, Gestion Contractualisée des Forêts). Ces différents territoires, formant un réseau qui se déploie dans le corridor et sur ses marges, s'inscrivent dans le projet actuel de construction d' « un Système d'Aires Protégées à Madagascar à partir de la base⁴ » (Borrini-Feyrabend et Dudley, 2005a et 2005b)

Avec la Nouvelle Politique Forestière de 1997, dont découlent tous les programmes touchant à la préservation des ressources forestières du pays, la loi 96-025 GELOSE et l'adoption du décret de 2001 relatif à la mise en œuvre de la Gestion Contractualisée des Forêts (GCF) constituent les fondements de la participation effective des Communautés de Base à la gestion des ressources forestières. La GELOSE comme la GCF consiste à transférer aux communautés de base la gestion de certaines ressources naturelles qui sont comprises dans leur terroir car il ne suffit plus de faire participer la population locale à la gestion. Il s'agit désormais d'impliquer réellement la population locale dans la gestion. Ce cadre juridique et institutionnel mis en place à la fin des années 1990 veut résoudre les problèmes engendrés et/ou non résolus par les politiques environnementales antérieures (Bertrand *et al.*, 2006). La GELOSE et la GCF constituent des arrangements institutionnels de régulation et de délégation de droits d'usage au niveau local dans un objectif de gestion durable des ressources naturelles. Les contrats de TGRNR⁵ qui initient ce mode de gestion local sont mis en place par différents partenaires (internationaux, nationaux) ou opérateurs environnementaux : ERI ex-LDI⁶, WWF, CAF Dette Nature, SAGE.

⁴ « Madagascar est en train de développer son système d'aires protégées selon l'article 8a de la Convention sur la diversité biologique et selon la définition d'aire protégée de l'UICN. L'objectif est maintenant de mettre en place un système d'aires protégées plutôt que de créer des sites protégés particuliers ou de mettre en défens une superficie spécifique. Pour cela, le groupe Vision Durban et les opérateurs régionaux/provinciaux réfléchissent sur un éventail de catégories (objectifs de gestion) et de types de gouvernance possibles selon la classification de l'UICN afin de développer un système d'AP flexible, faisable et efficace ».

⁵ Environ 500 transferts de gestion des ressources naturelles aux communautés locales ont été effectués, soit 178 000 ha de forêts (Troisième Rapport national de la CDB, mai 2005).

⁶ Le programme LDI (Landscape Development Interventions) a fonctionné de juin 1998 à décembre 2003. Il est devenu PTE (Programme de Transition Ecorégionale) de janvier 2004 à septembre 2004 puis

Notre recherche a été conduite sur quatre territoires ruraux (Ambendrana, Amindrabe, Andrambovato, Tatamaly) inscrits dans des processus de requalification et de reconfiguration territoriales qui impliquent l'application des procédures de la Gestion Contractualisée des Forêts (GCF) pour le transfert de gestion (fig. n° 2). L'analyse a porté sur les réactions paysannes à la contractualisation de la forêt, et aux interdictions et restrictions d'usage qui en découlent. Il s'agit de comprendre comment et sous quelle forme des acteurs (une communauté rurale) reçoivent un dispositif de gestion de leur territoire et comment ils se l'approprient (ou non) et quelles en sont les conséquences sociales et les bénéfices annoncés (économiques, fonciers...).

Notre zone d'étude est un élément du système de territoire réticulaire du corridor. Située dans sa partie nord, elle couvre un rectangle de 30 km de large (O-E) sur 40 km de long (N-S) et prend en compte les versants ouest et est du corridor ; le Parc National de Ranomafana PNR, créé en 1991, y occupe une partie importante (fig. n° 3).

En pays betsileo, dans la commune rurale d'Androy, ce sont deux villages, Ambendrana et Amindrabe, localisés dans la zone périphérique du Parc National de Ranomafana et qui sont chacun le lieu de GCF mitoyennes (fig. n° 4), l'une à l'échelle du terroir d'Ambendrana, en lisière de forêt et l'autre à celle du *fokontany*⁷ d'Amindrabe en forêt (Blanc-Pamard et Ralaivita, 2004 ; Blanc-Pamard, Rakoto Ramiarantsoa, Andriantseheno, 2005). Ces deux GCF ont pour partenaire ERI ex-LDI.

En pays tanala, les deux villages étudiés (Andrambovato et Tatamaly) sont le lieu de GCF dans la commune rurale de Tolongoïna (fig. n° 5) où un programme Dette Nature, projet CAF/APN, a démarré en 1997 dans la réserve forestière (RF) de Tolongoïna, l'un des quatre premiers sites retenus dans le corridor de la forêt de l'est (Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa, 2006).

Le programme Dette Nature⁸ est un programme forestier de WWF Madagascar. Il intègre deux projets, le projet CAF (Cadre d'Appui Forestier) et le projet APN (Agent de Protection de la Nature). Les deux projets opèrent ensemble comme un seul projet au niveau du terrain. On peut lire que « Le choix des sites a été basé sur l'état de la forêt et son niveau de dégradation, l'accès, et l'intérêt des communautés locales pour la conservation ainsi que la gestion des ressources forestières ». Le programme Dette Nature – Projet CAF-APN – utilise l'approche terroir villageois comme unité du plan d'aménagement et par conséquent de la gestion de la forêt, le terroir étant défini « comme l'espace à l'intérieur duquel vit une communauté obéissant à des règles sociales communes et ayant les mêmes intérêts. La communauté y tire l'essentiel de ses ressources. Il peut contenir un hameau, un village ou un groupe de villages⁹ ». Le terme « terroir traditionnel » est présent dans les textes de présentation de l'approche CAF pour souligner combien la communauté aura à la fois une « fierté » et un « intérêt » à conserver la forêt de son terroir, en s'en sentant « redevenue maîtresse ». C'est cependant le terme de « terroir villageois » ou TV qui est utilisé pour mieux traduire le transfert de droits de gestion aux communautés, chaque village ayant une portion de forêt à

ERI (Eco-Regional Initiatives) à partir de septembre 2004 pour une durée de 5 ans. Le programme LDI est l'un des grands programmes financés pour soutenir le PE 2. Le programme ERI est un soutien au PE 3.

⁷ Unité administrative qui correspond au village et groupe de hameaux.

⁸ Ce programme vise à « la gestion améliorée de la forêt humide malgache par une approche participative et un transfert progressif des responsabilités de gestion aux associations de Communautés de Base ».

⁹ Définition relevée dans le « Guide d'un plan d'aménagement et de gestion simplifié » établi en 1993 par le Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts.

conserver dans son terroir. Le terroir est ici un outil de gestion de la nature ; il est instrumentalisé car reconnu comme un espace d'intervention qui a une légitimité et est fonctionnel (Agrawal et Gibson, 1999).

Ce nouveau mode de gestion s'inscrit dans un territoire dont la définition et les dimensions changent suivant les transferts. Avec les GCF d'Ambendrana et d'Amindrabe, ce sont deux agencements différents dans la gestion de la nature, soit une portion de forêt pour la GCF d'Ambendrana, soit des morceaux de forêts à l'échelle du *fokontany* pour la GCF d'Amindrabe. Pour l'approche CAF, le transfert de gestion (GCF) se définit dans le cadre d'un plan d'aménagement circonscrit dans un terroir villageois. « Un plan d'aménagement (PA) est établi, sur des bases scientifiques, afin de respecter la capacité productive des ressources naturelles ; il correspond à un ensemble de choix techniques avec un objectif de gestion des ressources. Le plan d'aménagement fixe le volume annuel de prélèvement en fonction de la superficie totale exploitable (en plusieurs phases) et du volume de ressources exploitables ; il détermine également le zonage des unités d'aménagement et leur mode de traitement ».

Le transfert de gestion se caractérise par une configuration jointive de treize terroirs villageois (fig. n°5) disposés pour la plupart de part et d'autre de la ligne de chemin de fer FCE (Fianarantsoa Côte Est). Il concerne sept des quinze *fokontany* de la commune rurale de Tolongoïna. L'ensemble forme un rectangle de direction N-O/S-E d'environ 17 km de long sur 11 km à 4 km de large et s'inscrit dans le maillage de vingt-sept transferts de gestion réalisés depuis 2001 sur le versant est du corridor.

Les territoires définis doivent concourir au maintien ou à la restauration des qualités biologiques de la forêt tropicale d'altitude à laquelle ils appartiennent. Ils sont le théâtre de mesures de restriction (usage, accès, production, commercialisation) et constituent un outil de gestion de la biodiversité dévolu à la communauté de base COBA dont l'efficacité est appréciée dans le temps. La communauté de base est constituée légalement par les individus volontaires, unis par les mêmes intérêts et obéissant à des règles de vie commune. La réalisation des processus GCF est conclue par la signature d'un contrat. Des portions de forêt sont affectées à une conservation, une production ou à des usages précis et sont matérialisées par des limites physiques inscrites sur une dite carte du zonage GCF.

Le territoire est ici une entrée pour comprendre comment se met en place le transfert de gestion, pour analyser comment s'inscrit dans le temps et dans l'espace la redéfinition de l'usage de la forêt (réglementations, obligations, droits et restrictions...) et pour appréhender comment cohabitent des espaces productifs et des espaces protégés.

Notre question de recherche porte sur les processus de recomposition et de reconfiguration des territoires liés à la création d'espaces forestiers à gestion communautaire dans un objectif de conservation de la biodiversité. Comment des communautés peuvent-elles être motivées à s'engager d'une manière contractuelle pour conserver la forêt de leur terroir ? Quels sont les arrangements et agencements de territoires, de pouvoirs et de savoirs produits par un nouveau mode de gestion local ?

2. L'engagement des acteurs : un malentendu

L'engagement des acteurs peut se résumer par le terme malentendu, au sens où les parties prenantes s'arrangent avec le fait de ne pas se comprendre pour cohabiter entre normes prescrites et pratiques locales dans des espaces bornés et qualifiés. La question ici est celle des mutations des rapports aux ressources imposées par les normes, les types de dispositifs, les territoires. Quel est le processus d'apprentissage d'un dispositif

environnemental ? Si les normes en sont formulées par un langage environnementaliste qui précise le zonage, le calendrier, les règles techniques, les acteurs locaux doivent apprendre à fonctionner dans ce moule. Quels en sont les vecteurs ? Quelle est l'incitation pour les acteurs locaux à changer de rapports aux ressources pour que le dispositif soit approprié ? La réalité découvre une diversité de situations, en réponse aux sollicitations du dispositif : contournement à Ambendrana, rejet à Amindrabe, adhésion entière à Andrambovato et adhésion critique à Tatamaly. Face à la requalification des territoires, qui peut signifier leur fermeture, la ressource des acteurs locaux est de construire du lien social sur du territoire. Comment mettre en valeur un tel potentiel de créativité, sachant que le projet environnemental se trouve confronté à une situation sociale et territoriale générant une dynamique de légitimation-dé légitimation ?

L'analyse du contrat, c'est-à-dire du document remis à chaque COBA qui enregistre le contrat de transfert de gestion des forêts et des ressources naturelles renouvelables, permet de rendre compte du malentendu. Notre analyse de document concerne ici celui de Tatamaly.

2.1. Le document

Pour Tatamaly, la première page du document est la « demande de gestion de la forêt et de toutes les richesses qui s'y trouvent » avec une précision sur les deux objectifs qui ont poussé l'association à se constituer et à demander la gestion de leur forêt.

Les deux objectifs sont :

- « pouvoir protéger et entretenir les richesses naturelles à l'intérieur de la forêt ;
- « tirer des ressources financières pour le développement de cette région ».

Le document d'une trentaine de pages est constitué de trois parties :

- le contrat de transfert de gestion qui présente le règlement général et précise les droits et rôles des membres de la COBA ;
- le livre des responsabilités (ou cahier des charges ou charte). Les conditions techniques d'exploitation de la forêt concédée sont en effet fixées par un cahier des charges établi selon un modèle du service des Eaux et Forêts
- la convention (*dina*¹⁰) collective de l'association.

La rédaction du document est établie « en concertation » par l'opérateur environnemental et le bureau de l'association. Plusieurs phases avec des discussions précèdent la formalisation du document : l'approbation des statuts de l'association, le zonage, le règlement intérieur, l'établissement des règles coutumières (*dina*). C'est au terme de ce travail, après six à huit mois, qu'est établie la demande de gestion.

2.2. Les termes du contrat

La lecture du contrat permet de repérer les termes du langage environnementaliste. Ils sont de trois types : termes de politique environnementale, termes de participation, termes de réglementation. Le transfert de notions étrangères au langage local est net dans la mesure où les termes malgaches retenus sont « convenus » pour être officiellement ceux qui désignent les concepts qu'on veut formaliser. En fait, ces mots ont une autre signification. Par exemple *harena* désigne des richesses et non des

¹⁰ *Dina* : convention collective adoptée par l'assemblée de tous les hommes adultes d'un espace géographique bien délimité concernés par un problème commun.

ressources ; *fikajiana* est traduit par « conservation » alors que ce terme signifie « le fait de prendre soin » et non de conserver.

- Les termes de politique environnementale :

<i>Fitantàna</i>	Gestion
<i>Ny harena voajanahary azo havaozina</i>	Richesses naturelles renouvelables <i>Manavao</i> = renouveler, rendre nouveau
<i>Fiarovana</i>	Protection
<i>Maharitra</i>	Durable
<i>Fampiasany</i>	Utilisation
<i>Fikajiana</i>	Le fait de prendre soin (par extension Conservation)
<i>Fanarenana</i>	Réhabilitation, restauration, sous-entendu de la forêt
<i>Ara-drariny</i>	Raisonné, sous-entendu gestion et contrôle « rationnel » de l'exploitation de la forêt
<i>Fahaizamampiasa</i>	Le savoir utiliser, sous-entendu protection et gestion
<i>Ny fepetra ara-teknika</i>	Les règles techniques
<i>Trandrahana</i>	Exploiter
<i>Faritr'ala harovana</i>	Zone de protection
<i>Faritr'ala hamokarana</i>	Zone de production
<i>Faritr'ala hampiasina ny zo nemtim-paharazana</i>	Zone pour utiliser les droits ancestraux (par extension Zone de réhabilitation)
<i>Famaritana</i>	Délimitation
<i>Fanisana</i>	Inventaire (comptage)
<i>Drafi-panajariana</i>	Plan d'aménagement
<i>Fari-pironana</i>	Terroir villageois

- Les termes de participation :

<i>Famindra</i>	Transfert
<i>Andraikitra</i>	Responsabilité
<i>Fanentanana</i>	Sensibilisation
<i>Fandraisana anjara</i>	Participation
<i>Fanaraha-maso</i>	Litt. les yeux suivent. Suivi, contrôle

L'article 8 résume les engagements des membres de la COBA : « Tout membre de la COBA est responsable de la gestion, de l'utilisation, de la protection et de la surveillance des forêts et de leurs produits sur le terroir villageois ».

- Les termes de réglementation : ils scandent le document comme autant de menaces.
« Il est strictement interdit de ... »

<i>Fisafaoana</i>	Contrôle, ronde
<i>Fanajana</i>	Respect
<i>Fepetra</i>	Réglementation
<i>Fanaraha-maso</i>	Contrôle
<i>Mahazo alalana</i>	Avoir l'aval, Autorisation
<i>Famaizana</i>	Punitions
<i>Tsy ara-dalana</i>	Illicites, sous-entendu produits de la forêt
<i>Fitazonana</i>	Saisie (des produits)
<i>Fahadisoana</i>	Faute
<i>Sazy</i>	Sanction
<i>Lamendy</i>	Amende
<i>Vonodina</i>	Frappé de convention, au sens de sanction
<i>Tsy fanarahana</i>	Non-respect
<i>Bokin'asa</i>	Livre de travaux (cahier de chantier)
<i>Kahie fpahazoan-dalana</i>	Cahier d'autorisation (au sens de circulation)
<i>Bokin'andraikitra</i>	Livre de responsabilités
<i>Famaritana</i>	Délimitation
<i>Hazo voamarika</i>	Arbre marqué d'un numéro et d'une couleur

2.3. Les réglementations

Les réglementations sont présentées par type de forêt (conservation, production, droits d'usage et réhabilitation) dans « le livre des responsabilités » qui définit le contrôle et la protection selon l'article 32. « Tous les produits exploités dans la forêt doivent être mentionnés dans le cahier de contrôle détenu par le secrétaire de la COBA pour faciliter le suivi ».

Des interdictions et des réglementations strictes caractérisent le contrat de transfert de gestion, en voici quelques exemples :

« Il est interdit de brûler la forêt et les vieux *kapòka* (recrûs forestiers) ».

« Plus d'abattis de forêt « neuve » (*ala vaovao*) ».

« Il est interdit de chasser les animaux protégés dont les lémuriens, de prélever des écrevisses, de cueillir des plantes médicinales, de couper des arbres (liste jointe au document) ».

« Il est strictement interdit de prélever des produits dans la zone de conservation et d'y pénétrer sans raison valable ». Plus encore « La circulation des hommes y est très limitée ».

Les pratiques culturelles (mise à feu) et l'exploitation du bois sont soumises à des réglementations. Néanmoins, des autorisations permettent une utilisation des arbres, des produits de la forêt mais les conditions sont très strictes, voire inapplicables.

Prenons un exemple dans chaque zone où l'usage de la forêt et des ressources naturelles renouvelables est réglementé :

- zone de droits d'usage (CDU, Cantonnement de Droits d'Usage)

Suivant l'article 20 : « On limite comme suit le nombre de bois pour les ménages qui ont obtenu l'autorisation pour la construction d'une case : trois pieds de gros arbres, 60 unités de bois rond, 200 gaulettes. Pour la construction d'un grenier : un pied de gros arbre, 25 unités de bois rond, 100 gaulettes ». Cette autorisation n'est pas renouvelable avant huit ans, cette période correspondant à celle de la conservation du bois de construction. Tout bois à prélever doit faire l'objet d'une demande d'autorisation au COGE qui en adresse une copie au chef de Triage à Tolongoïna. L'autorisation de prélèvement dure trois mois, de janvier à mars ; le bois doit être coupé entre avril et septembre. Chaque ménage qui a reçu une autorisation doit planter 20 arbres en compensation. Les membres doivent s'acquitter de 5 000 FMG par maison et 2 000 FMG par grenier. Pour les non membres, les sommes sont plus élevées, respectivement 20 000 FMG et 5000 FMG

- zone de production

La zone de production est gérée par un plan d'aménagement. Mais un tiers seulement de la zone de production est délimité et inventorié. Les espèces d'arbres que l'on peut exploiter sont identifiées (liste jointe) par inventaire. Seuls les arbres d'un diamètre supérieur à 20 cm sont exploitables. Ce sont les « gros » arbres auxquels on attribue des couleurs et des numéros. 95 espèces ont été identifiées. Il faut tenir un cahier de chantier suivant un modèle technique des Eaux et Forêts, cahier qui sera contrôlé par le chef des Eaux et Forêts de la commune (chef de triage). Tout produit exploité doit porter la marque du marteau forestier et celui de la COBA. La COBA doit aussi avoir un cahier d'exploitation (autorisation, exploitation, vente) et faire un rapport trimestriel au chef de triage des Eaux et Forêts (CEEF). Une telle exploitation ne fonctionne toujours pas alors que ce doit être une source de revenus. En effet, le COGE doit payer sur les arbres vendus au niveau de la commune des ristournes au service des Eaux et Forêts et des redevances à la commune. C'est à la commune de partager la part du district et de la commune (ristournes, 12% des produits vendus et redevances 3% des produits vendus). Ce système reproduit celui des recettes liées à l'attribution des permis de coupe et d'exploitation par le service des Eaux et Forêts.

- En ce qui concerne la zone de réhabilitation de « la forêt détruite », chaque membre doit planter 5 pieds/an, le programme annuel élaboré par la COBA déterminant le moment du reboisement. Cette zone est aussi la zone des cultures, mais il y est « formellement interdit d'utiliser du feu¹¹ dans les terrains déjà cultivés ».

2.4. La convention collective concertée : *dina*

Elle consigne la gestion, l'utilisation et la protection de la forêt et des ressources naturelles telles qu'elles doivent être gérées et réhabilitées dans le terroir villageois concerné.

Les différents types d'amendes sont répertoriés selon le type d'activité répréhensible. La liste est longue et détaillée : en voici quelques exemples :

- une amende de 100 000 FMG pour abattis dans la zone de réhabilitation, 150 000 FMG si abattis-brûlis. En l'absence d'un pare feu à proximité d'un *bosquet* ou dans un *recrû* ancien, l'amende est de 30 000 FMG ;
- une amende de 25 000 FMG pour tout animal chassé et vendu (lémurien, écrevisse...);

¹¹ Pourtant, le feu comme outil écologique est une pratique des paysans malgaches.

- une amende de 25 000 FMG/arbre pour toute exploitation de la forêt sans autorisation ;
- une amende de 50 000 FMG à tout contrevenant qui vend des produits issus de la zone de droits d'usage.

La réglementation - et les amendes y afférant - est très stricte dans la zone de droits d'usage « où les membres de la COBA peuvent tirer des produits pour leur usage quotidien ». Les amendes par arbre coupé qui n'est pas à l'inventaire des arbres « autorisés » sont de 25 000 FMG/grand arbre, de 2 000 FMG/arbuste, de 25 FMG/taillis. De plus, si les arbres coupés « autorisés » ne sont pas exploités, l'amende est de 50 000 FMG. Enfin une amende de 10 000 FMG pour l'écorce récoltée sur un arbre qui n'est pas, par ailleurs, utilisé.

2.5. Les normes techniques dans les quatre situations étudiées

2.5.1. Le calendrier (Projet CAF-APN)

• Une périodisation stricte est mentionnée dans le cahier des charges

- La validation d'une autorisation dans la zone de droits d'usage est de trois mois. Les autorisations ne sont délivrées que de janvier à mars et l'exploitation des bois « autorisés » se fait d'avril à septembre.

- Toujours dans la zone de droits d'usage, l'autorisation pour la construction d'une maison au village par un ménage est limitée à 3 grands arbres, 50 arbustes et 300 gaulettes sur une période de cinq ans ou huit ans, suivant le cahier des charges. Cette période correspond à la durée de conservation du bois. Au-delà de celle-ci, une nouvelle demande peut être introduite.

- La période de chasse et de pêche est réglementée.

- L'utilisation des feux pour éclaircir les terrains de culture doit être effectuée pendant la journée, et non la nuit.

• Le contrat et ses échéances

« Le renouvellement du contrat peut être effectué s'il est respecté... ». « Si on a des preuves du non-respect des réglementations définies dans le cahier des charges, le service des Eaux et Forêts peut donner des avertissements ou même suspendre ou annuler en totalité le contrat ». L'aperçu donné ci-dessus des réglementations laisse perplexe sur la possibilité d'appliquer et donc de renouveler le contrat.

Dans tous les cas, le contrat est renouvelable tous les dix ans. Au démarrage, la période test est de trois ans. Les contrats se trouvant à terme sont en attente d'une évaluation qui doit fixer la poursuite ou non du processus de transfert de gestion dont la finalité est la prise en main et l'appropriation des ressources naturelles par la communauté de proximité.

• Une durée de soixante ans

Soixante ans, soit plus de deux générations, est la durée retenue pour la zone de CDU. La même durée est retenue pour la zone de production à raison d'une division de la zone en 60 unités d'exploitation. L'unité d'exploitation correspond à la superficie de la zone de production divisée en 60 années et est généralement limitée à 5 hectares. Au terme des 60 ans, le contrat sera renouvelé pour la même durée.

Ce choix d'une longue durée pour le contrat correspond à l'élaboration d'objectifs communs de très long terme. Il s'agit « d'aider les acteurs enfermés dans le court terme à élargir leurs horizons en formulant des objectifs communs de très long terme ».

2.5.2. Les règles techniques

Les plus contraignantes pour les exploitants concernent le diamètre d'exploitabilité des arbres (dhp diamètre à hauteur de poitrine), la pêche des écrevisses et le pare-feu.

- Une règle fixe le dhp des arbres à exploiter.

A Tatamaly, les gros arbres répertoriés dans la zone de production et pouvant être exploités ont un diamètre supérieur à 20 cm, ce qui est largement insuffisant pour la production de planches de 25 cm de large. Du point de vue des exploitants, un diamètre de 35 cm serait préférable pour du bois de construction de qualité. Ceci souligne le souci très présent de disposer de ressources exploitables, souci qui s'accompagne de modes de gestion appropriés. La logique économique rejoint la logique écologique.

La fixation du diamètre d'exploitabilité à un dhp de 20 cm qui est prescrite dans le plan d'aménagement et dans le cahier des charges vient des règles pour l'exploitation forestière de forêts naturelles non aménagées. La conduite du peuplement est faite dans un esprit d'exploitation et non de gestion. On commence par l'abattage des beaux sujets, d'un diamètre de 20 cm et plus, pour ne laisser sur la parcelle que des sujets de moindre valeur, au sens de l'exploitation. Cette pratique du diamètre minimum peut entraîner soit un écrémage des peuplements, dans le cas d'une exploitation, ce qui va à l'encontre des principes de sylviculture, soit un non-usage s'il n'y a pas de peuplements inférieurs à 20 cm, ce qui ne contribue pas à la gestion.

Dans la GCF d'Ambendrana, le diamètre d'exploitabilité est fixé à 40 cm et concerne l'exploitation des manches d'*angady*. L'autorisation d'exploitation des manches d'*angady*¹² (bêche à percussion lancée) a été, lors de la signature du contrat limitée à six manches par exploitant pendant trois ans dans la zone de droits d'usage. Cette activité rémunératrice est très développée pendant la soudure, notamment d'octobre à mi-décembre à raison de 20 à 30 manches/artisan/semaine, la vente d'un manche permettant d'acheter du riz. L'exploitation à usage commercial est désormais interdite car les normes d'exploitation forestière fixent le diamètre d'exploitabilité à 40 cm et les agents forestiers lors de leur inventaire n'ont pas trouvé d'arbres de ce diamètre.

Le seul moyen de pouvoir continuer à exploiter les manches de bêche a été d'accuser le Président de la Coba, un instituteur nouveau venu, à démissionner en décembre 2004 et d'élire à sa place le Président de l'association des artisans de manches d'*angady*. Les notables tiennent désormais le bureau de la COBA. Le changement dans les pratiques concerne la fabrication des manches et la commercialisation. L'exploitation continue en forêt où l'on voit des trouées signalant l'abattage des arbres. Mais les manches ne sont plus fabriqués sur place. Les troncs des arbres sont transportés au village où des ateliers de production ont été installés dans les maisons où auparavant on ne faisait que la finition c'est-à-dire le polissage. Pour la commercialisation, les vendeurs se sont organisés : les jours de marché, ils quittent ensemble le village vers 2 heures - 3 heures du matin et s'éclairent avec des torches en bambou. Il en est de même pour d'autres produits dont la commercialisation est interdite (paniers en bambou, écrevisses...).

A leur arrivée au marché, leur production est achetée en gros par des collecteurs de Fianarantsoa. La vente d'un manche d'*angady* permet d'acheter du riz et, en octobre 2004, plus de riz qu'en octobre 2003 d'où son intérêt durable. En revanche, en octobre

¹² Outil principal de l'agriculture malgache, celle-ci étant essentiellement manuelle.

2005, l'offre importante a entraîné une baisse du prix du manche d'*angady* et il faut parfois deux manches pour acheter un *kapoaka* de riz (environ 300 g. de riz blanc).

Le respect de cette norme sylvicole et technique est, du point de vue des différents acteurs, une erreur à ne pas poursuivre car il ne participe pas à la gestion de la forêt dans le sens d'une conservation de la biodiversité. Pour les paysans, la gestion de la biodiversité passe par le prélèvement des végétaux et des animaux. Il n'y a pas à notre connaissance d'études sur les conséquences d'un arrêt de l'exploitation sur la croissance des espèces forestières. De telles études sur la biologie des écrevisses apportent en revanche des éléments sur la validité de l'interdiction de leur pêche à des fins commerciales (Jones *et al.*, 2005).

- La pêche des écrevisses

Des chercheurs malgaches et britanniques ont évalué la durabilité de la pêche à l'écrevisse (*Astacoides granulimanus*) telle qu'elle est pratiquée par des villageois dans le Parc National de Ranomafana et aux alentours (Jones *et al.*, 2005). Allant à l'encontre de l'idée reçue que la pêche n'est pas soutenable en raison d'une vulnérabilité de l'espèce à une surexploitation, les auteurs montrent que, dans les conditions sociales et économiques actuelles, le niveau d'exploitation est soutenable. Ils concluent que l'interdiction n'est pas une solution pour conserver la biodiversité. Cet article invite fortement les « conservationnistes » à regarder de plus près les pratiques des pêcheurs qui ont eux aussi la volonté de préserver la biodiversité. Il nous semble important d'insister sur cette étude, ces méthodes et ces résultats. C'est un bon exemple d'une approche interdisciplinaire (écologues et socioéconomistes) sur la question de « la durabilité de la pêche à l'écrevisse », finalisée dans une perspective d'action.

- Le pare-feu en culture sur abattis-brûlis (*tavy*¹³)

Le cahier des charges indique une largeur de 10 m pour le pare-feu ceinturant la parcelle sur laquelle est effectué un abattis-brûlis. À cela s'ajoutent quatre autres contraintes :

- celle de prévenir le COGE d'une mise à feu ;
- celle de pratiquer le feu de jour ;
- celle de ne pas laisser une seule personne mettre le feu ;
- celle encore de mettre le feu de haut en bas, ceci afin de ne pas risquer de laisser le feu pénétrer dans la forêt qui occupe les hauts de pente¹⁴.

Ces normes sont vivement discutées par les paysans qui ont leurs pratiques de brûlis et s'étonnent de « règlements pour le débordement du feu ».

2.6. Réflexions sur le contrat et les territoires de conservation.

La longue liste d'interdictions et de restrictions répertoriée dans le contrat invite à se demander sur quelles bases et quels types de connaissances scientifiques et d'enjeux elles ont été formulées. Selon l'Article 7- Décret GCF 2000 : « Dans l'exercice de leurs droits d'usage, les membres de l'association peuvent dans la forêt procéder à la collecte de produits forestiers secondaires et satisfaire leurs besoins domestiques. Il leur est interdit de vendre les produits collectés ». C'est la réglementation la plus inapplicable et

¹³ Ce système de culture fait comme le feu l'objet d'une réglementation depuis le XIX^e siècle.

¹⁴ Les exploitants reconnaissent être particulièrement prudents quand ils font un brûlis à proximité d'une forêt qui renferme des tombeaux. Ils mettent alors le feu de haut en bas car ils craignent en cas de débordement les sanctions des ancêtres (*razana*).

même invivable pour les ménages. Elle est ignorée, contournée, réinterprétée... Une autre question est de savoir si le contrat peut modifier les relations des acteurs à l'environnement. Dans ce contexte, les énoncés scientifiques apparaissent doués d'autorité et il y a bien un monopole des savoirs scientifiques sur les savoirs locaux ou profanes.

Face à ces nouveaux découpages de l'espace qui définissent des périmètres d'action pertinents de gestion de la biodiversité, la question est celle de l'acceptabilité sociale d'une telle politique décentralisée¹⁵. La mise en normes environnementales crée avec les TGRNR des dispositifs franchisés¹⁶. Cette politique s'accompagne d'une déstabilisation des pratiques et des usages habituels, les communautés étant plus confrontées à une disqualification de leurs pratiques qu'à leur valorisation ou même leur validation¹⁷.

Les réglementations corsètent les paysans pour leurs activités agricoles, sylvicoles et de chasse-pêche-cueillette d'un ensemble de contraintes nouvelles. Beaucoup de contraintes mais quels avantages, à la lecture du contrat ? Rappelons l'objectif du transfert de gestion qui est d'« améliorer le niveau de vie des villageois à travers une gestion améliorée et durable des forêts et des zones qui les entourent ». Le paradoxe est que la mise en oeuvre de la politique environnementale entraîne à la fois le transfert de la responsabilité sur les ressources vers les communautés locales et la perte de contrôle de ces mêmes communautés sur la gestion des ressources, ce qui crée une situation difficile tant que des compensations économiques, comme l'exploitation du bois ou l'écotourisme, avec des retombées directes et immédiates ne sont pas effectives.

3. Le «dessous des cartes » : de nouveaux territoires

La mise en cartes de cette environnementalité correspond à une fabrique politique du territoire. Elle est menée à trois échelles : l'échelle nationale, celle du corridor de Fianarantsoa et celle des transferts de gestion. Il n'existe pas de document cartographique qui enregistre à l'échelle du corridor l'ensemble des territoires de conservation. Il s'agit plus de rendre compte des limites du corridor et des zones d'extension.

Toute production cartographique est une fiction contrôlée sur le papier, encore faut-il savoir sur quel type de savoirs elle repose : savoirs d'experts (écologie), de responsables administratifs, oscillant dans ce cas entre écopolitique et géopolitique. Et le savoir autochtone ? En ce sens, il est intéressant de porter attention à l'itinéraire de fabrication du document pour en connaître les objectifs et cela d'autant plus que, même si souvent une carte apparaît comme un bel exemple de couleurs, de traits, de territoires imbriqués existants et nouveaux, c'est souvent un document difficile à lire.

3.1. La carte du zonage GCF

L'« élaboration du plan d'aménagement simplifié de la (ou des) forêt, objet du transfert » est l'un des instruments du contrat de gestion. En règle générale, le périmètre forestier global est délimité avec l'ensemble des membres de la COBA alors que le

¹⁵ Voir à ce sujet l'étude de Véronique André sur la Guinée (2005).

¹⁶ Le terme de franchise désigne un mode de fonctionnement d'une activité commerciale en réseau qui repose sur un savoir-faire, une marque et un contrat.

¹⁷ Rappelons que l'article 8j de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) préconise la prise en compte des « savoirs, innovations et pratiques des communautés autochtones et locales ».

zonage interne est effectué par des techniciens de la structure d'appui (ERI, CAF-APN) et des agents des Eaux et Forêts. Le document est élaboré à partir de la carte géoréférencée produite par le FTM et du relevé des points GPS sur le terrain. Un travail préalable sur les images satellites permet de repérer les zones de déforestation par *tavy*. Le plan d'aménagement vise à faire concorder ces données, la zone de conservation devant correspondre à la zone la plus menacée.

La carte qui pérennise un résultat est ici mobilisée comme une médiation garante de l'évidence de ce qui y est inscrit, c'est-à-dire de zonages, et comme une traduction de savoirs experts et de savoirs locaux. La délimitation, le zonage, le plan d'aménagement sont des mots-clefs qui se traduisent en hectares et sont reportés sur une carte en couleurs. Au sol, des marques de peinture rouge sur les arbres indiquent les limites.

La carte de la GCF Ambendrana est un bon exemple de ce type de document (fig. n° 6). Dans le cadre de l'approche CAF, le dossier cartographique est une pièce importante du dispositif environnemental. Outre les cartes qui présentent globalement les treize terroirs villageois dans la commune de Tolongoïna, une carte enregistre, pour chacun des transferts de gestion et à l'échelle du terroir villageois, le zonage des unités d'aménagement. La carte du terroir villageois de Tatamaly (fig. n° 7) à l'échelle du 1/25 000 présente quatre zones forestières qui sont délimitées par un trait de couleur jaune et dont il faut respecter les attributions.

La carte exprime ainsi la dimension territoriale de la gestion contractualisée des forêts. Elle est un nouvel outil qui enregistre des projets sur des zones définies par un usage ou un non-usage. La carte est mobilisée pour produire un savoir territorial de gestion. C'est aussi pour l'ensemble des acteurs un document de référence et une clef d'entrée pour rendre compte des objectifs de gestion de la biodiversité. La carte constitue ainsi une médiation entre les différents acteurs.

3.2. La carte comme expression des réglementations et du zonage.

On mesure bien que le zonage est contraignant pour des populations habituées à une grande fluidité de leurs rapports avec l'espace et dans l'exploitation des ressources. Les zones figurées sur la carte se présentent en blocs dont on ne sait pas comment s'est faite la hiérarchisation entre zone de production et zone de conservation. Il semble que la plus grande distance à la forêt depuis le village soit une règle pour définir la zone de conservation (exemples : Ambendrana fig. n° 8 et Tatamaly fig. n° 9).

Les recompositions territoriales s'inscrivent dans une organisation sociale du territoire dont la réaffectation modifie les pratiques territoriales des paysans. Elles créent un territoire illisible voire inintelligible en quadrillant l'espace de limites par le biais d'une mise en normes techniques spatialisées et de zonages. La combinaison sur un même territoire de ces différentes mesures engendre des effets différents de ceux qui sont attendus. En effet, quelle que soit la géographie, on retrouve le même zonage et les mêmes normes qui traduisent une déterritorialisation.

Pour la GCF Ambendrana (fig. n° 8), la zone de droits d'usage est éloignée de 3 km à vol d'oiseau des villages où résident les membres COBA, ce qui rend difficile le contrôle de toute forme d'exploitation et l'application des réglementations inscrites au cahier des charges. D'autre part, à Amindrabe, la dispersion sur le périmètre de gestion des blocs de CDU, qui prennent appui sur des bassins versants, favorise une mise en rizières du bas-fond et un défrichement de la bande de 20 m (norme environnementale) de part et d'autre du bas-fond sur des secteurs appropriés par des groupes de descendance.

Des cartes sont incomplètes. La carte du zonage de la GCF d'Amindrabe ne mentionne pas à l'intérieur de chacun des cinq blocs de CDU la zone de droits d'usage actuels. A Tatamaly, la carte du zonage GCF présente des erreurs pour les CDU : un CDU est oublié, un autre signalé mais absent en réalité.

3.3. Du bon usage d'une nouvelle territorialité

3.3.1. Une reterritorialisation

La recomposition territoriale ne crée pas qu'un espace de contraintes, elle offre des possibilités pour certains groupes de requalifier leurs territoires. La mise en relations de l'agencement retenu avec d'autres formes d'organisations sociales et territoriales en place souligne des distorsions à propos des délimitations qui sont éclairantes sur les jeux et enjeux des acteurs. On prendra des exemples sur le versant est¹⁸.

- La GCF a redessiné les frontières du territoire de Tatamaly (fig. n° 10). Ainsi au N-O, on note une distorsion entre la limite du territoire traditionnel et celle du nouveau terroir villageois. Le gain du haut versant de la rivière Tatamaly est particulièrement profitable avec comme limite la ligne de crête qui est aussi celle du *fokontany*. Les deux autres limites n'ont pas une telle flexibilité avec au nord la rivière Tolongoïna et, au sud, la limite avec Ambalavero.

Cette extension du terroir profite aux deux *tranobe*¹⁹ A et B, proches du nouveau territoire. Cependant alors que le *tranobe* B situé en amont de la rivière Tatamaly était « propriétaire » de la source, la nouvelle configuration favorise le *tranobe* A à l'accès à la ressource que constitue le haut bassin de la rivière Tatamaly. Quant au lignage C en aval, son territoire est périphérique par rapport aux enjeux principaux de maîtrise du territoire.

- Andrambovato est un village de migrants dont l'histoire est liée à la construction du chemin de fer FCE dès 1926. C'est grâce à la mise en place du projet CAF-APN basé sur la notion de terroir villageois comme unité d'aménagement qu'Andrambovato dont les terres s'étendent le long de la voie ferrée a pu les faire enregistrer comme terroir sur une très petite superficie, d'une centaine d'hectares, en accord avec le village voisin d'Ambalavero qui lui a cédé une portion de forêt. Ici la carte du zonage GCF légitime le territoire d'Andrambovato. Le document signe une reconnaissance sociale, ce qui explique l'adhésion entière d'Andrambovato au transfert de gestion.

3.3.2. Une adhésion ?

Alors que nos études précédentes concluaient à un détournement pour la GCF d'Ambendrana et à une négation calculée pour celle d'Amindrabe, l'adhésion semble ici l'emporter mais pas pour les mêmes raisons dans les deux situations. Le discours des responsables COBA est unanime sur l'excellent contrôle des feux depuis la présence de la COBA et aussi sur le retour des lémuriens et la qualité de vie (sic?). Cette adhésion, critique à Tatamaly et entière à Andrambovato, répond pourtant à des positionnements différents.

- Pour Tatamaly, l'intérêt est avant tout foncier, la GCF ayant permis une extension du territoire sous couvert du terroir villageois. En même temps, l'adhésion entretient une

¹⁸ Lors du séminaire ATI en 2005 à Ouagadougou, nous avons présenté le décalage entre le foncier formel et le foncier local à Ambendrana et Amindrabe.

¹⁹ Un *tranobe* est un groupe social d'origine familiale, mais intégrant des alliances autres que matrimoniales; l'appartenance à un *tranobe* est un indicateur de l'identité sociale de tout individu.

cohérence interne pour le contrôle du domaine forestier récemment acquis. On constate d'ailleurs une progression des abattis-brûlis, en sauts de puce, à partir des écarts situés en dessous de la forêt, à l'intérieur de la zone de production. Les défricheurs qui sont montrés du doigt sont les habitants d'Andrambovato : « des immigrants qui ne respectent pas les règles ». Pour le *tranobe* C que l'ancestralité exclut de toute légitimité forestière, il ne s'agit que d'une adhésion de façade.

- À Andrambovato, le bon élève du transfert de gestion, la stratégie est offensive. L'enjeu a consisté en une reconnaissance officielle au-delà des structures traditionnelles de l'installation sur le territoire. C'est chose faite avec la GCF et l'attribution d'un terroir villageois. Cette légitimation ouvre d'autres perspectives économiques qui lui permettront d'accroître son ancrage territorial. Dans ce cas, le projet de transfert de gestion de la station forestière a offert une opportunité que le groupe ne pouvait laisser passer.

En instaurant une nouvelle territorialité, le transfert de gestion reconfigure et réévalue les usages des ressources. Cela s'accompagne de postures inégales des acteurs. Les jeux du pouvoir passent par la légitimité qu'accorde le transfert. Les groupes gagnants sont ceux auxquels l'engagement dans le transfert de gestion accorde une plus grande autonomie de la gestion de leur territoire. Par contre, le transfert déstabilise ceux qui contrôlaient le territoire et qui se trouvent désormais concurrencés par des groupes extérieurs ou qui doivent faire face en leur sein même à des stratégies constatées d'appropriation foncière. On est bien dans une situation où un projet confronté à une situation sociale et territoriale génère une dynamique de légitimation-dé légitimation.

3.4. Réflexions sur les différents contrats à la lecture des cartes

Pour les différents dispositifs, étudiés sur les versants ouest et est, une échelle commune au 1/200 000 a été retenue et les figures 11a et 11b en rendent compte. La superficie du territoire en gestion, la part de la forêt, la qualification de tout le terroir ou d'une partie du terroir, la correspondance ou non entre le terroir villageois et le territoire à conserver sont des caractères qu'il est intéressant de comparer.

Une première différence entre les bordures ouest et est du corridor réside dans la disposition des territoires de TGRNR. Dans la commune rurale de Tolongoïna, la configuration est jointive : treize terroirs voisins sont disposés pour la plupart de part et d'autre de la ligne de chemin de fer Fianarantsoa-Côte Est. Sur le versant ouest, la mitoyenneté observée à Ambendrana-Amindrabe est plus rare. Les territoires sont dispersés, justifiant l'expression « archipel de territoires de conservation ».

Une deuxième différence réside dans la taille des territoires objets du transfert. Ainsi le périmètre forestier d'Amindrabe est presque quatre fois plus étendu que celui d'Ambendrana. Quant à Tatamaly, il est 5 fois plus petit que celui d'Ambendrana. Andrambovato se caractérise par une superficie de seulement 25 ha.

Par ailleurs, la localisation des forêts diffère selon les territoires. La forêt est omniprésente à Amindrabe, exceptée dans les clairières aux seuls alentours des villages. À Ambendrana, elle est éloignée d'Ambendrana comme des autres villages : seuls quelques écarts et/ou hameaux se trouvent dans la zone forestière. Sur le versant oriental, à Tatamaly, le bloc forestier est éloigné du village mais pas des écarts et les îlots forestiers (zone de CDU) sont tous en position sommitale d'interfluve, dispersés entre les lieux d'habitation.

Une dernière différence entre le versant est et ouest est que l'approche CAF est basée sur le transfert de droit de gestion aux communautés des ressources forestières qui se trouvent dans leurs terroirs traditionnels.

On a une politique environnementale à support territorial qui, dans sa conception, est finalement très peu territoriale.

Conclusion

Ces territoires de l'environnementalité sont-ils des structures d'organisation durables ou des formes spatiales d'incertitude ? Notre étude montre que ce modèle de projet est inachevé, toujours en construction : il permet réajustement et réinvention. Mais qui en maîtrise l'évolution ? Apparemment ni l'action publique dont les résultats traduisent des postures très différentes de celles des communautés de base concernées, ni les acteurs locaux qui réagissent pour s'adapter à ce qui leur est proposé. En tout cas, les acteurs locaux, pourtant au centre de tout le processus, n'en sont pas aux commandes. Tout comme le fut le développement, l'environnementalité continue d'être pensée de l'extérieur. Cela pose encore plus la nécessité de se doter d'outils d'évaluation des modalités de conception et des processus de gestion, dans le sens d'une conservation de la biodiversité et d'une diminution de la pauvreté.

Bibliographie

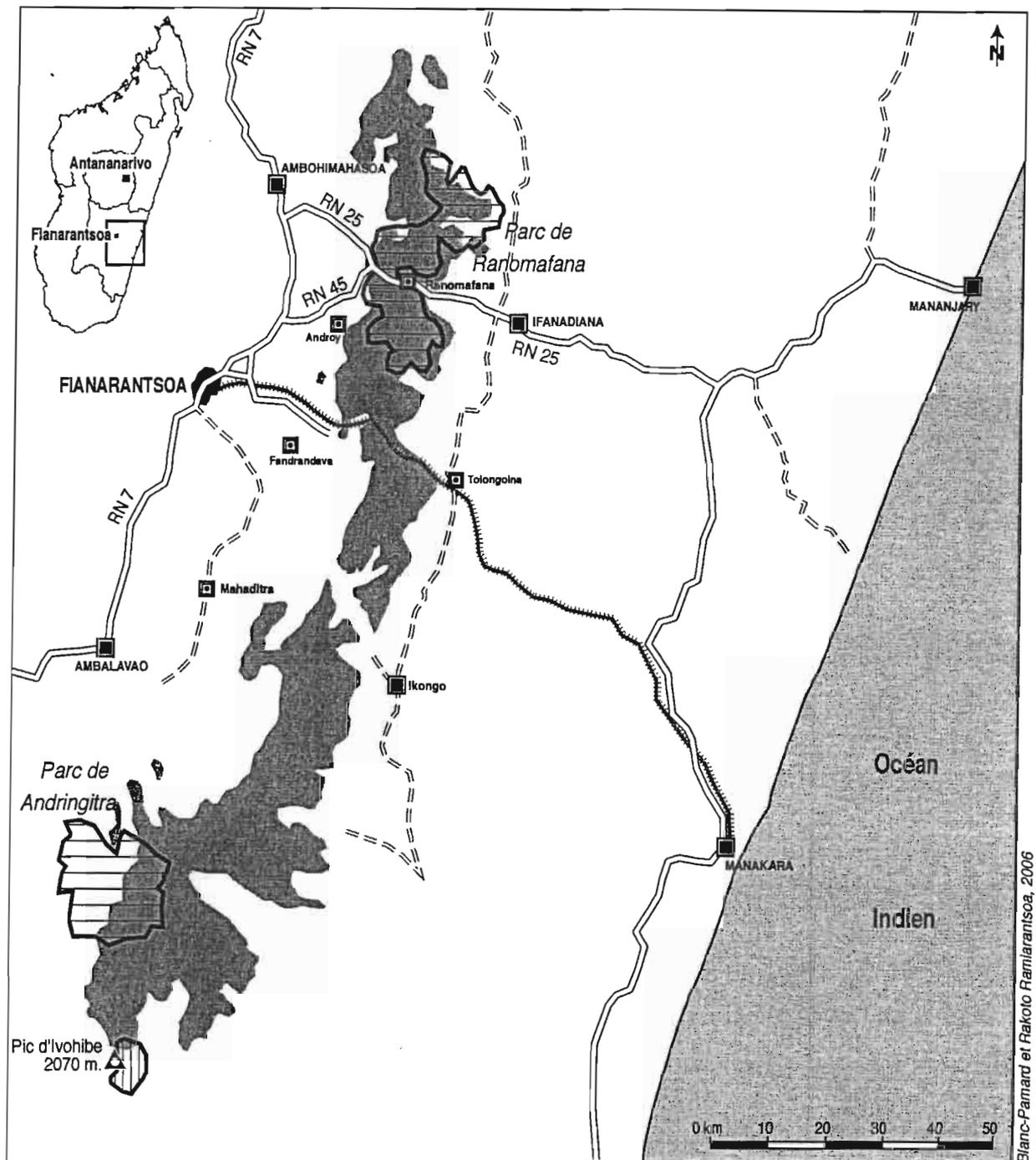
- Andriananja H., Raharinirina V., 2004, Quels enjeux pour la durabilité et la gouvernance des ressources naturelles et forestières à Madagascar ? *Mondes en développement*, 32, 3, pp. 91-99
- Agrawal A., 2005, *Environmentality, Technologies of Government and the Making of Subjects*. Durham, Duke University Press, 325 p.
- Agrawal A. and Gibson C., 1999, Enchantment and disenchantment : the role of community in natural resource management, *World Development*, 27, pp. 629-649
- Aubert S., 2002, La gestion patrimoniale des ressources forestières à Madagascar : limites et perspectives d'une "révolution par le haut", in *Patrimonialiser la nature tropicale*, M. C. Cormier-Salem *et al.* (éds.), Editions de l'IRD, Collection Colloques et séminaires, 467 p.
- Berlan J.-P., 2002, "Les enclosures du vivant", in *Biodiversité et appropriation : les droits de propriété en question*, F.D. Vivien (ed), Paris, NSS et Elsevier
- Bertrand A., Karsenty A., Montagne P., 2006, *L'Etat et la gestion locale durable des forêts en Afrique francophone et à Madagascar*, Editions L'Harmattan, 470 p.
- Blanc-Pamard C. et Rakoto Ramiarantsoa H., 2003, "Madagascar : les enjeux environnementaux", in *L'Afrique*, Michel Lesourd (coord.), Éditions du Temps, Nantes, 447 p.
- Blanc-Pamard C. et Fauroux E., 2004, L'illusion participative. Exemples ouest-malgaches, *Autrepart*, 31, pp. 3-19
- Blanc-Pamard C. et Rakoto Ramiarantsoa H., 2006, « Géosystème et forêt, exemples malgaches », in *La forêt. Ressource et patrimoine*, Marc Galochet (ed.), Paris, Editions Ellipses, pp. 37-56
- Blanc-Pamard C. et Ralaivita M., 2004, Ambendrana : un territoire d'entre-deux. Conversion et conservation de la forêt (corridor betsileo, Madagascar), GEREM IRD-CNRE, CNRS-EHESS CEAF, UR 100, 86 p. et annexes
- Blanc-Pamard C. et Rakoto Ramiarantsoa H., Andriantseheno D., 2005, Foncier et territoires entre pouvoirs locaux et politiques publiques environnementales. Pratiques, acteurs, enjeux (corridor betsileo, Madagascar). GEREM IRD-CNRE, CNRS-EHESS CEAF, ICOTEM Université de Poitiers, UR 168, 166 p. et annexes

- Blanc-Pamard C., Rakoto Ramiarantsoa H., 2006, La légitimité en questions. Reconstitutions territoriales et politiques environnementales. Pratiques, acteurs, enjeux (corridor betsileo-tanala, Madagascar), GEREM IRD-CNRE, CNRS-EHESS CEAF, ICOTEM Université de Poitiers, UR 168, 161 p. et annexes
- Borrini-Feyerabend G., Dudley N., 2005a, Elan Durban... Nouvelles perspectives pour les Aires Protégées à Madagascar. WCPA, CEESP, UICN, Miaro, 44 p.
- Borrini-Feyerabend G., Dudley N., 2005b, Les Aires Protégées à Madagascar : bâtir le système à partir de la base. WCPA, CEESP, UICN, 51 p.
- Carrière-Buchsenschutz S., à paraître, L'urgence de la confirmation : le « corridor » forestier de Fianarantsoa (Hautes-Terres, Madagascar), *Etudes Rurales Fifanekena famindram-pitantanana ny harena voajanahary azo havaozina (Fokontany Iambara)*, janvier 2003, MINEV, USAID, LDI, 70 p.
- Fifanekena famindram-pitantanana ny harena voajanahary azo havaozina : Fitantanana ny alan'Amindrabe*, décembre 2003, Eaux et Forêts, Coalition H20, Conservation International Madagascar
- Fifanekena famindram-pitantanana ny ala sy harena voajanahary azo havaozina ao Andrambovato COBA FI.A.MI., Kaomina Tolongoina*, juin 2003, MINEVEF, Eaux et Forêts, Projet CAF-APN
- Fifanekena famindram-pitantanana ny ala sy harena voajanahary azo havaozina ao Tatamaly COBA TA.FI.TA., Kaomina Tolongoina*, juin 2003, MINEVEF, Eaux et Forêts, Projet CAF-APN
- Freudenberger M. and K., 2002, "Contradictions in agricultural intensification and improved natural resource management : Issues in the Fianarantsoa forest corridor of Madagascar", in *Natural Resources Management in African Agriculture. Understanding and Improving Current Practices*, C.B. Barrett, F. Place, Aboud A.A., CABI Publishing, ICRAF, 335 p.
- Goodman S.M., Benstead J.P. (eds.), 2003, *The Natural History of Madagascar*. Chicago, London, The University of Chicago Press. 1709 p.
- Guide de transfert de gestion des ressources forestières*. 2002, Direction générale des Eaux et Forêts, Service de la gestion des ressources forestières et Équipe MIRAY, 57 p.
- Ingram J., S.I., Dawson T.P. (2005). Inter-annual analysis of deforestation hotspots in Madagascar from high temporal resolution satellite observations, *International Journal of Remote Sensing*, 26 (7), p. 1447-1461
- Jarosz L., 1996, "Defining Deforestation in Madagascar", in *Liberation Ecologies : environment, development, social movements*, Richard Peet and Michael Watts (eds), New York, Routledge, pp. 148-164.
- Jones J.P., Andriahajaina F. B., Hockley N.L., Balmford A., and Ravoahangimala O. R., 2005, Approach to Assessing the Sustainability of Freshwater Crayfish Harvesting in Madagascar, *Conservation Biology*, Volume 19, pp. 1863- 1878
- Klein J., 2002, Deforestation in the Madagascar Highlands - Established "truth" and scientific uncertainty, *GeoJournal*, 56, pp. 191-199.
- Marcus R. R. et Kull C. A. (eds.), 1999. The politics of conservation in Madagascar, *African Studies Quarterly*, 3 (2)
- MCConnell W.J. and Sweeney S.P., 2005, Challenges of Forest Gouvernance in Madagascar, *The Geographical Journal*, vol. 171, n° 2, pp. 223-238
- Michon G., 2003, Ma forêt, ta forêt, leur forêt : perceptions et enjeux autour de l'espace forestier, *Bois et Forêts des Tropiques*, 278, pp. 15-24.
- PE 3, Rapport, 2005, Evaluation et perspectives des Transferts de Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables TGRNR.

Rakoto Ramiarantsoa H., Samyn J.-M., 2004, Arrimer le local et le global, ou le développement durable pour qui ? L'exemple de la gestion contractualisée de la forêt de Merikanjaka, *Mondes en développement*, 32, n° 127, pp. 91-99

Ramamonjisoa B., 2004, "Origines et impacts des politiques de gestion des ressources naturelles à Madagascar", in *Schweiz Z Fortswes*, 155, 11, pp. 467-475

Wilshusen P.R., 2003, « Exploring the political contours of conservation : a conceptual view of power in practice » in *Contested Naure : promoting international biodiversity with social justice in the XXIst century*, S. Brechin et al. (eds.), Albany, State University of New York Press.



Blanc-Parnard et Rakoto Ramilantsoa, 2006

Figure 1 - Le corridor forestier Ranomafana-Andringitra-Ivoihibe (RAI)

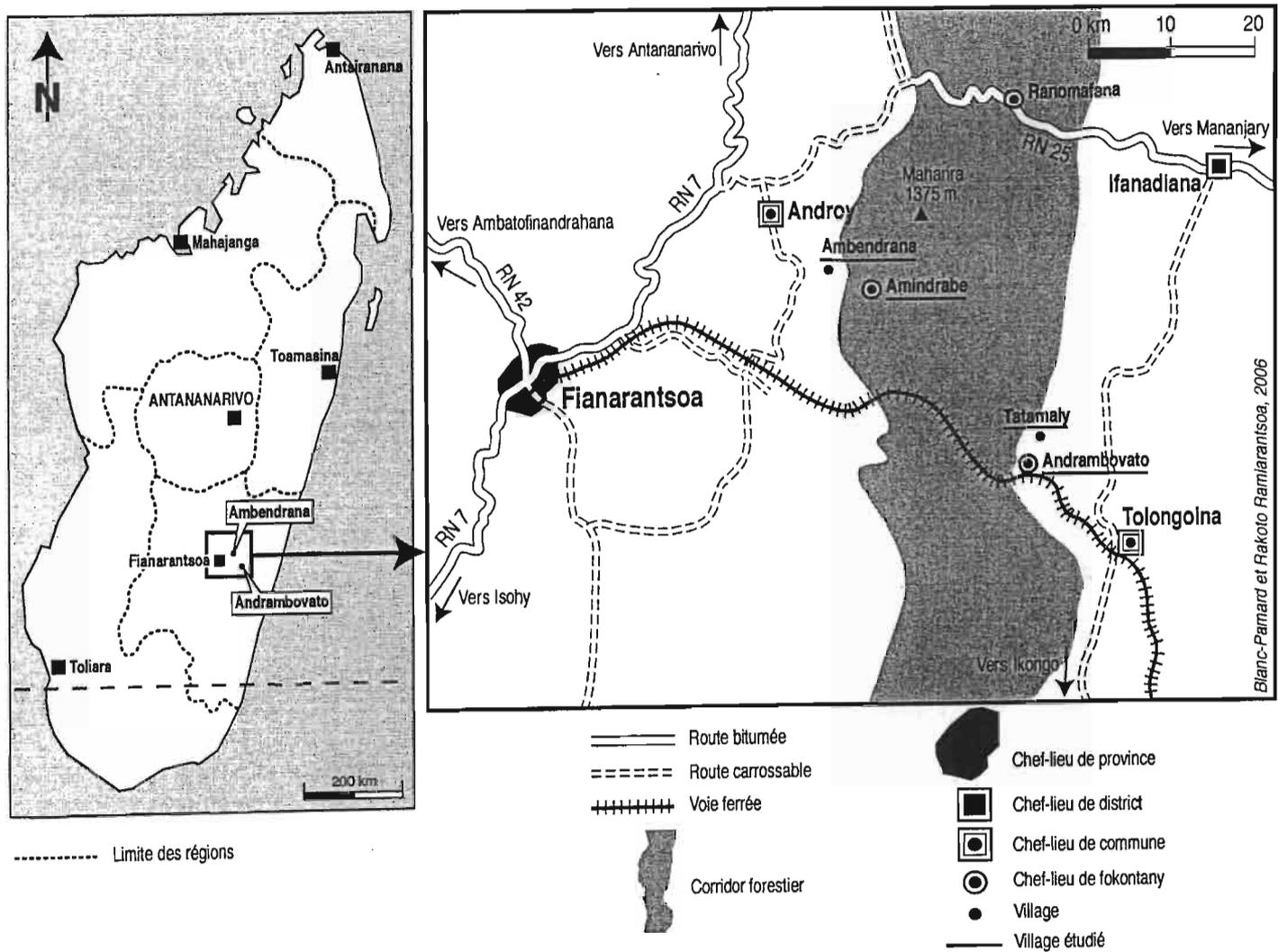
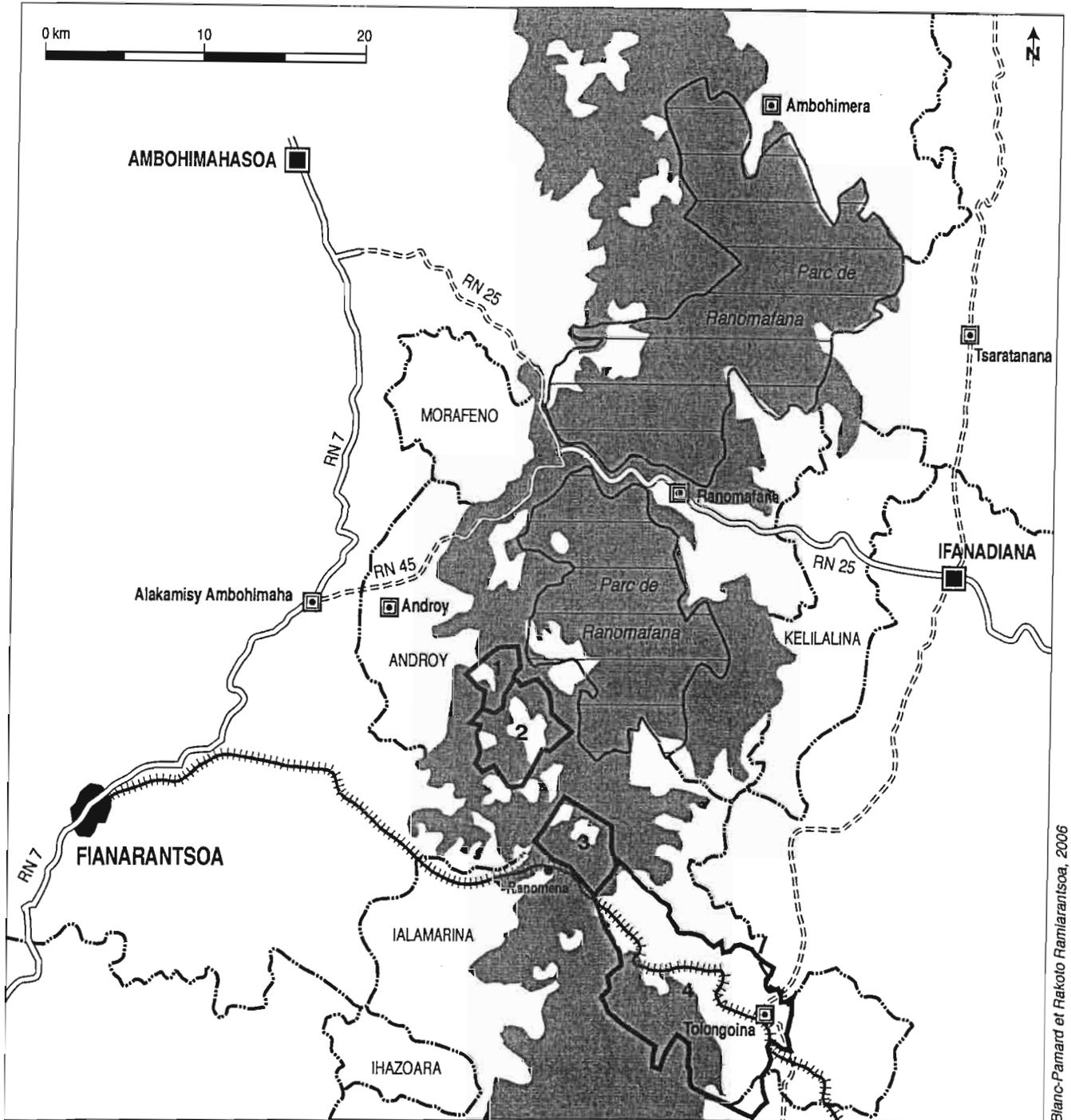
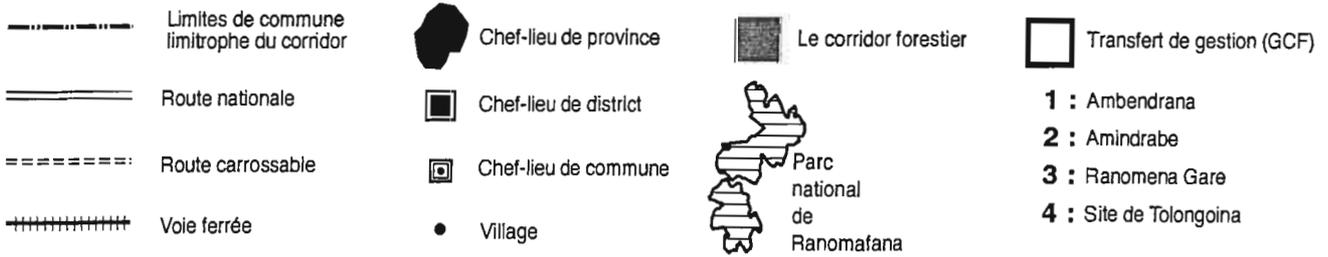


Figure 2 - Carte de localisation

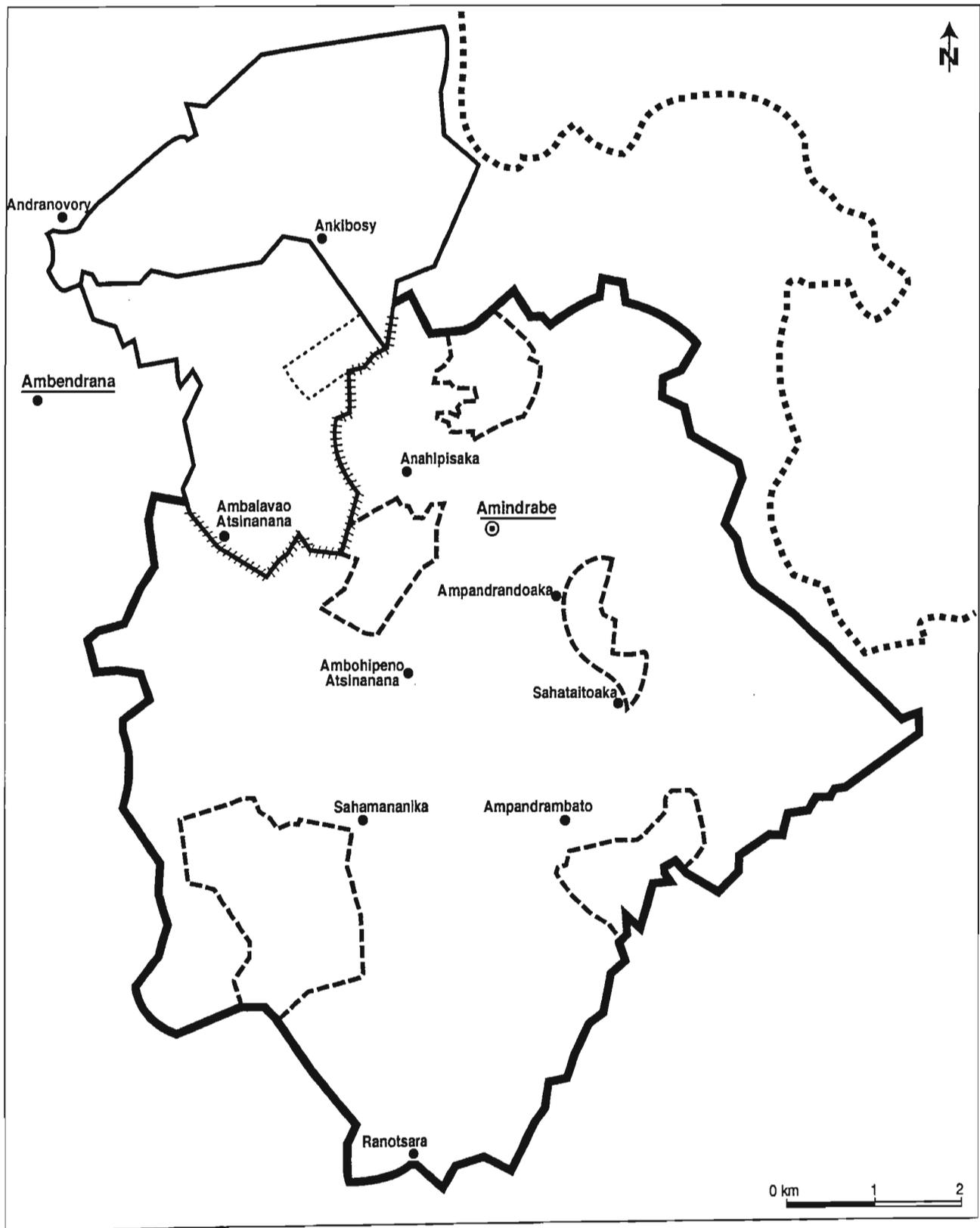


Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa, 2006



ANDROY : Commune en périphérie du PNR

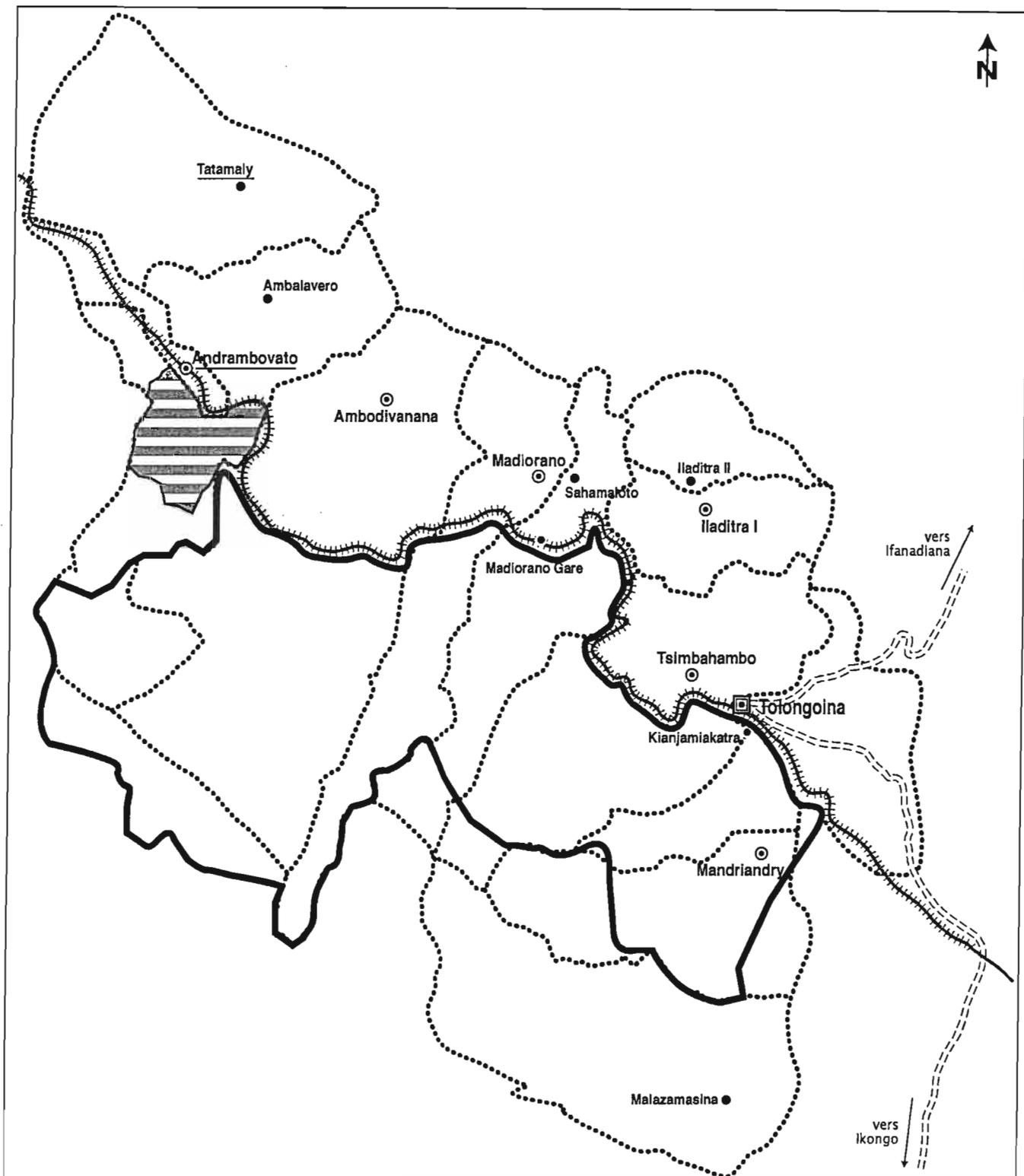
Figure 3 - Le nord du corridor forestier



Blanc-Pamard, Rakoto, Andrianitseheno, 2005

- Forêt gérée par la COBA Amindrabe
- CDU Amindrabe
- Limite Sud-Ouest du Parc National de Ranomafana
- Forêt gérée par la COBA Ambendrana
- Zone de droits d'usages 2003-2005 Ambendrana
- Limite commune
- Chef lieu de Fokontany
- Village

Figure 4 - Les deux zonages des forêts mitoyennes (GCF) gérées par la COBA d'Ambendrana et celle d'Amindrabe

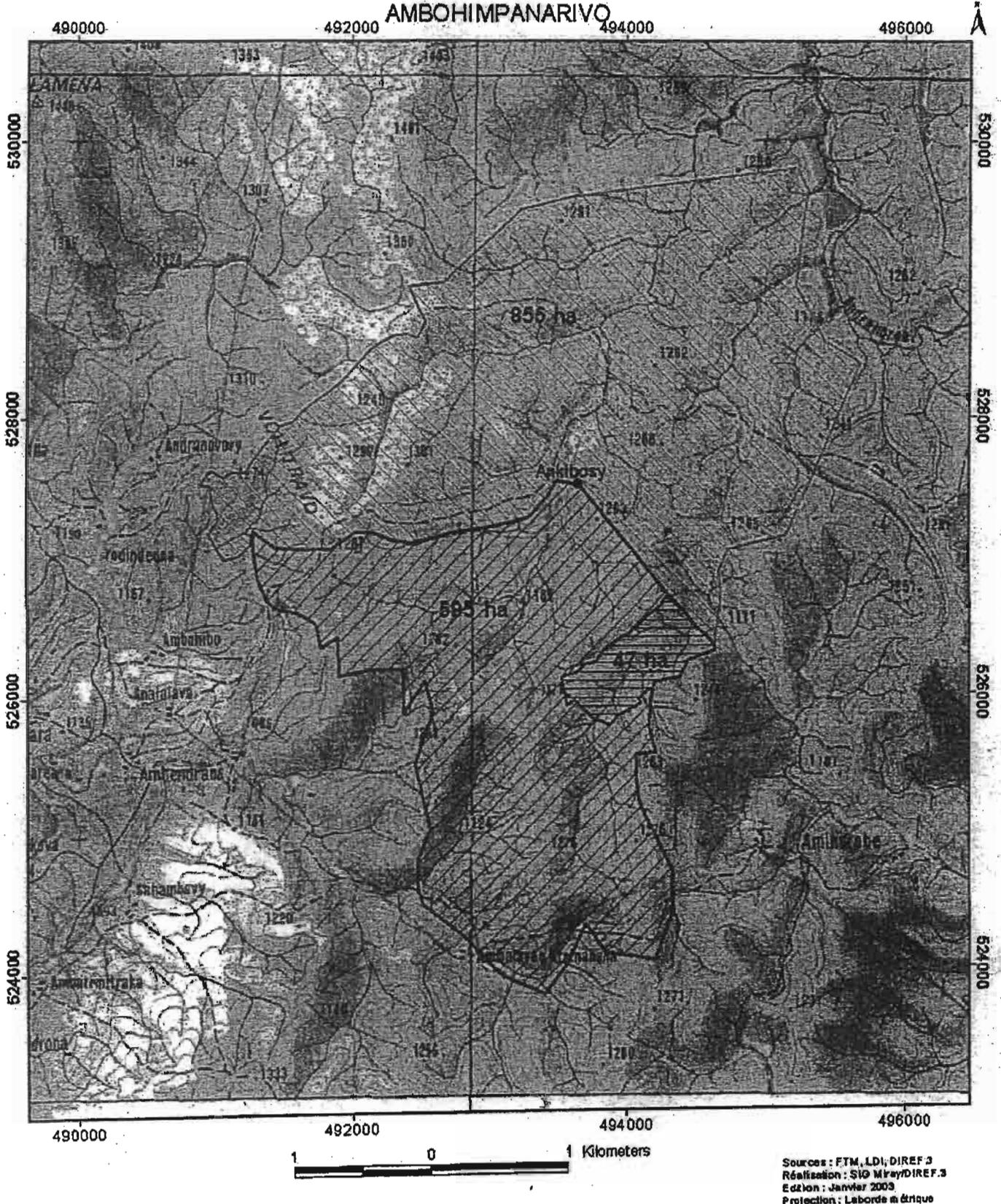


- | | | | | | |
|---|------------------------|-------|-------------------------------|---|-------------------------------------|
| ☐ | Chef-lieu de commune | ==== | Route carrossable | ▨ | Station forestière d'Andrambovato |
| ⊙ | Chef-lieu de fokontany | | Limites de terroir villageois | ▬ | Domaine forestier de Tolongoina Sud |
| ● | Village | | Chemin de fer | | |

0 km 1 2 3

Figure 5 - Le site de Tolongoina : les 13 terroirs villageois

AMBENDRANA / ANDROY
 FARITRY NY ALA TANTANIN'NY COBA ALASOA
 AMBOHIMPARARIVO



Sources : FTM, LDI, DIREF 3
 Réalisation : SIG MRAY/DIREF.3
 Edition : Janvier 2005
 Projection : Laborde à étiquette

- Fizarana ny faritra ale tantanina
- Faritra fakana zo nentimpaharazana
 - Faritra arovana
 - Faritra fakana zo nentimpaharazana ho an'ny 3 taona voalohany



Figure 6 - Zonage GCF Ambendrana

TERROIR TATAMALY ZONAGE GCF

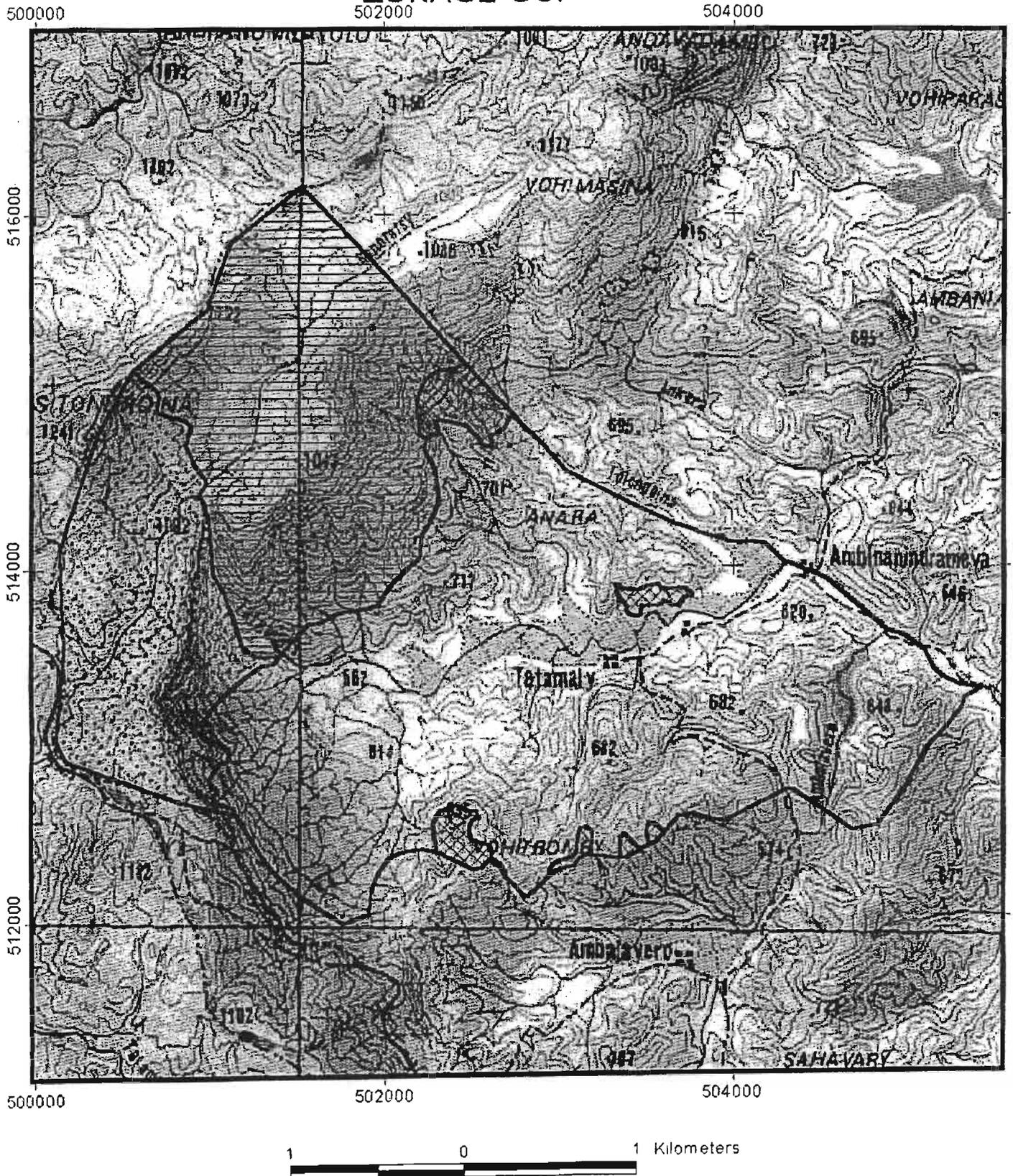
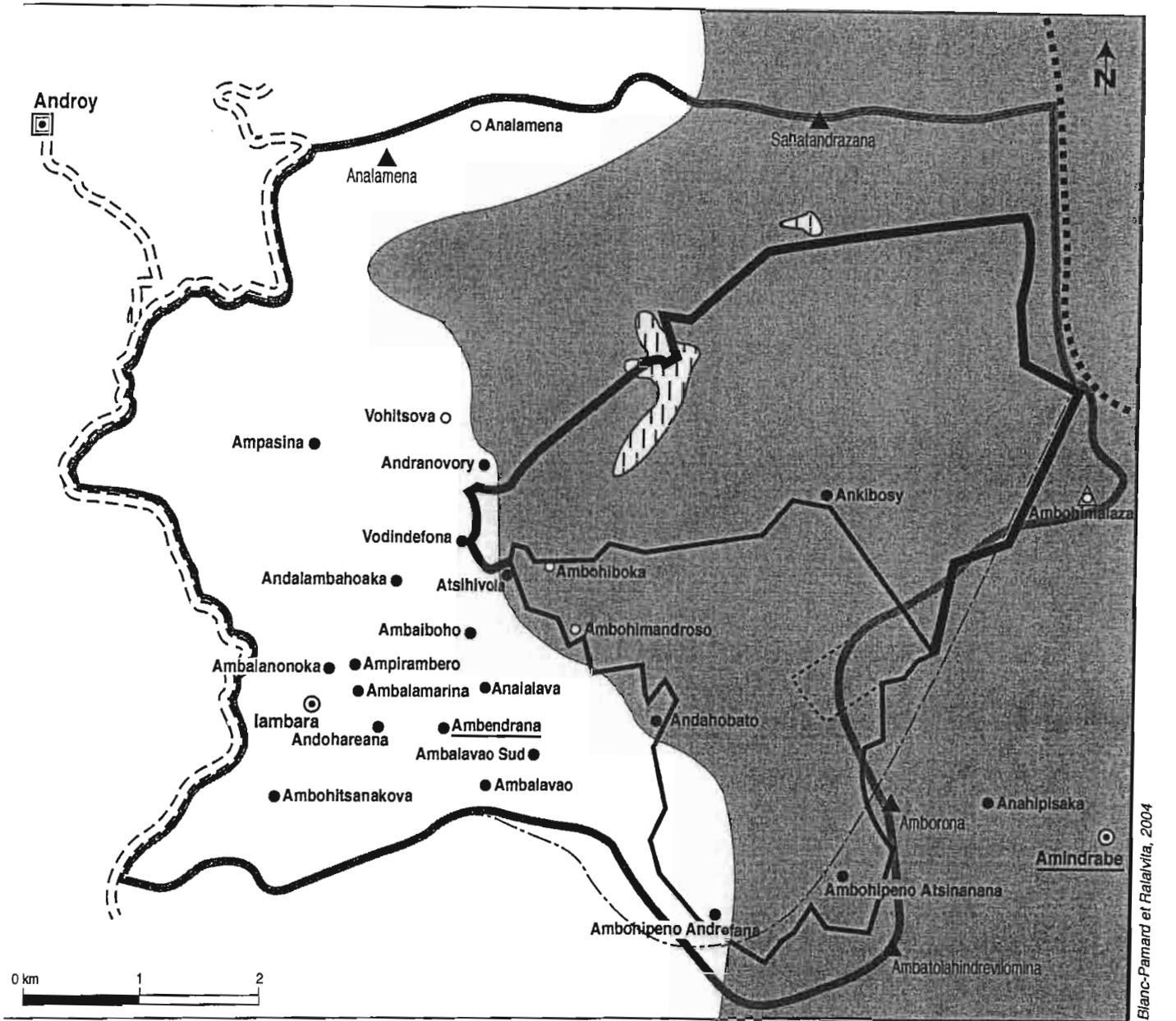


Figure 7 - Terroir Tatamaly zonage GCF

Zonage

-  CDU
-  Production
-  Conservation
-  Réhabilitation et zone de culture
-  ZOC



Blanc-Pamard et Ralaliva, 2004

- | | | |
|--|---|--|
| <p>--- Route carrossable</p> <p>..... Limite Sud-Ouest du Parc national de Ranomafana</p> <p>-.-.- Limite du Fokontany</p> <p>— Limite du territoire ancestral (faritany)</p> <p>☐ Chef lieu de commune rurale</p> <p>⊙ Chef lieu de Fokontany</p> <p>● Village</p> <p>▲ Centre colonial d'organisation de l'exploitation aurifère</p> | <p>▭ Zone de conservation</p> <p>▭ Zone de droits d'usages</p> <p>▭ Zone de droits d'usages 2003-2005</p> | <p>▨ Savane incluse</p> <p>■ Forêt</p> <p>▲ Vohitsa, sommet, colline</p> |
|--|---|--|

Figure 8 - Le zonage GCF Ambendrana

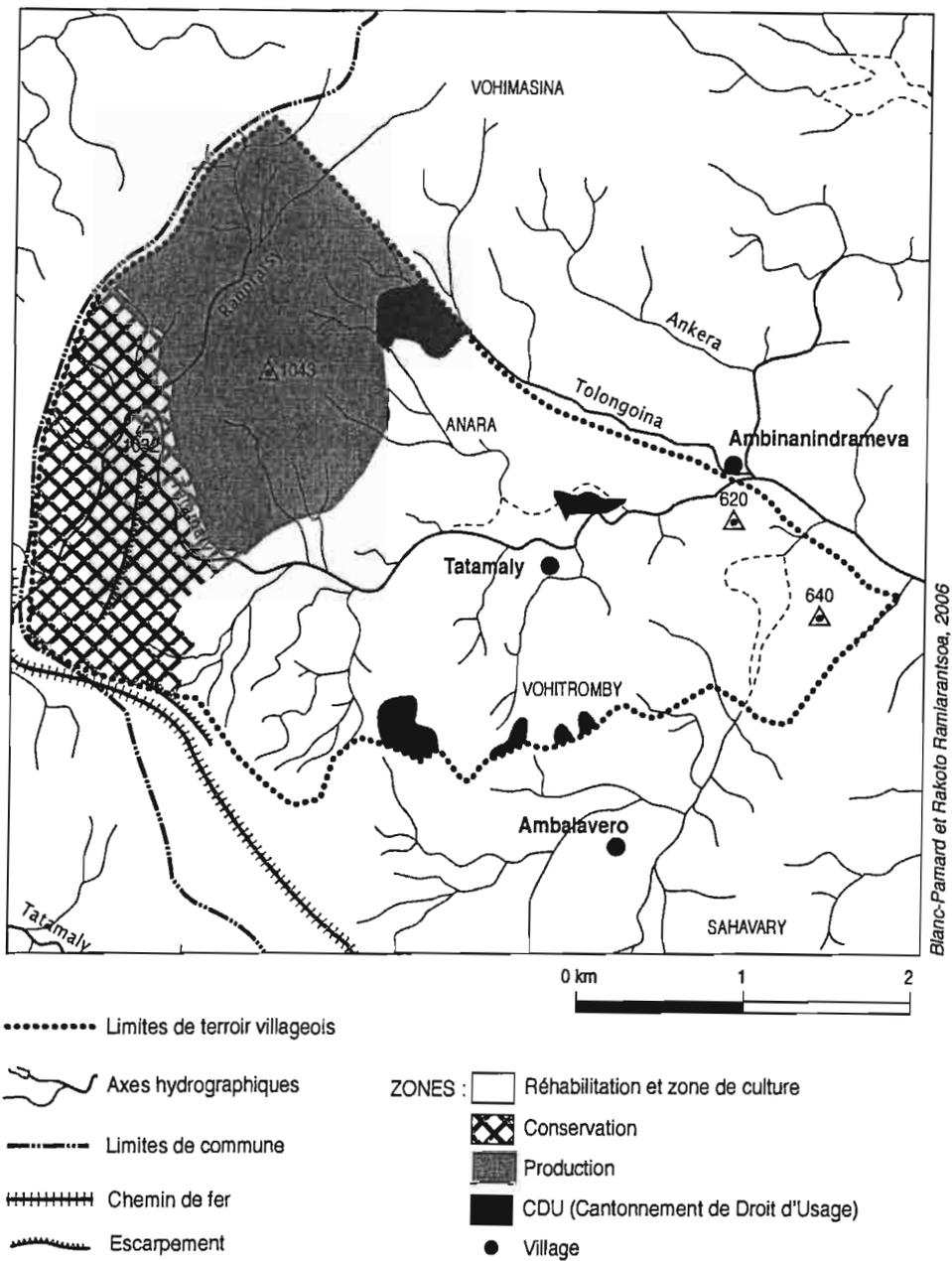


Figure 9 - Le terroir villageois de Tatamaly : le zonage de la GCF

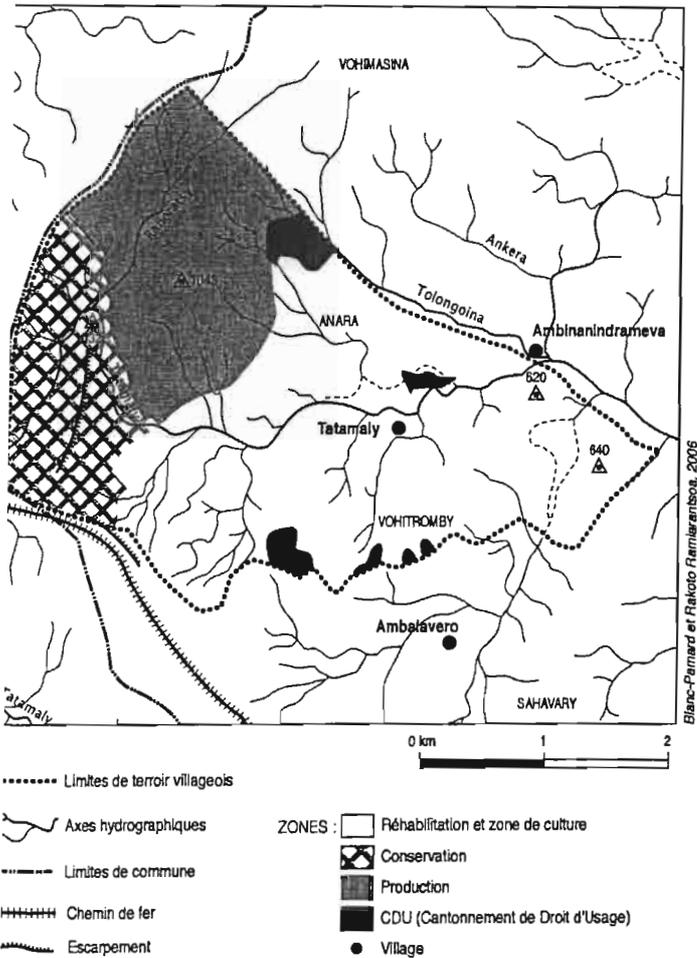


Figure 10a - Le terroir villageois de Tatamaly : le zonage de la GCF

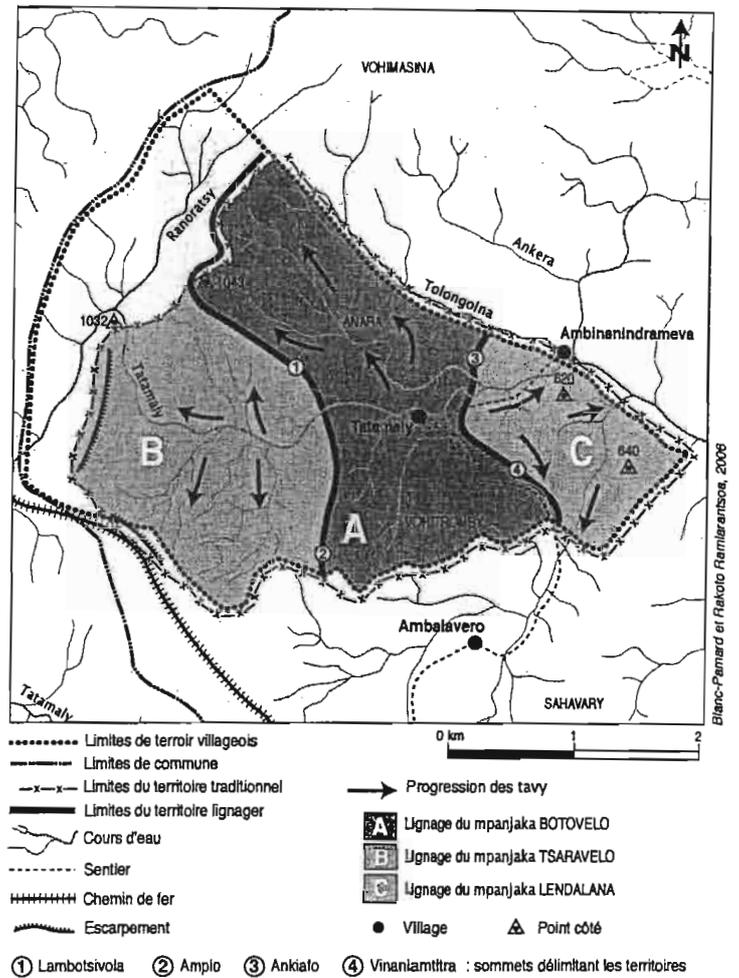
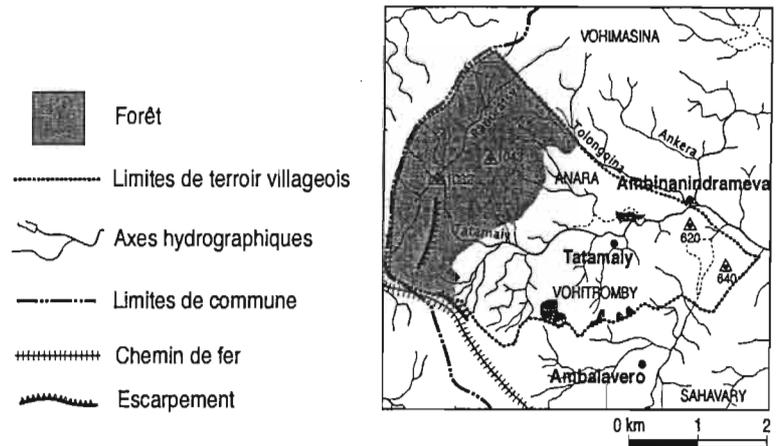


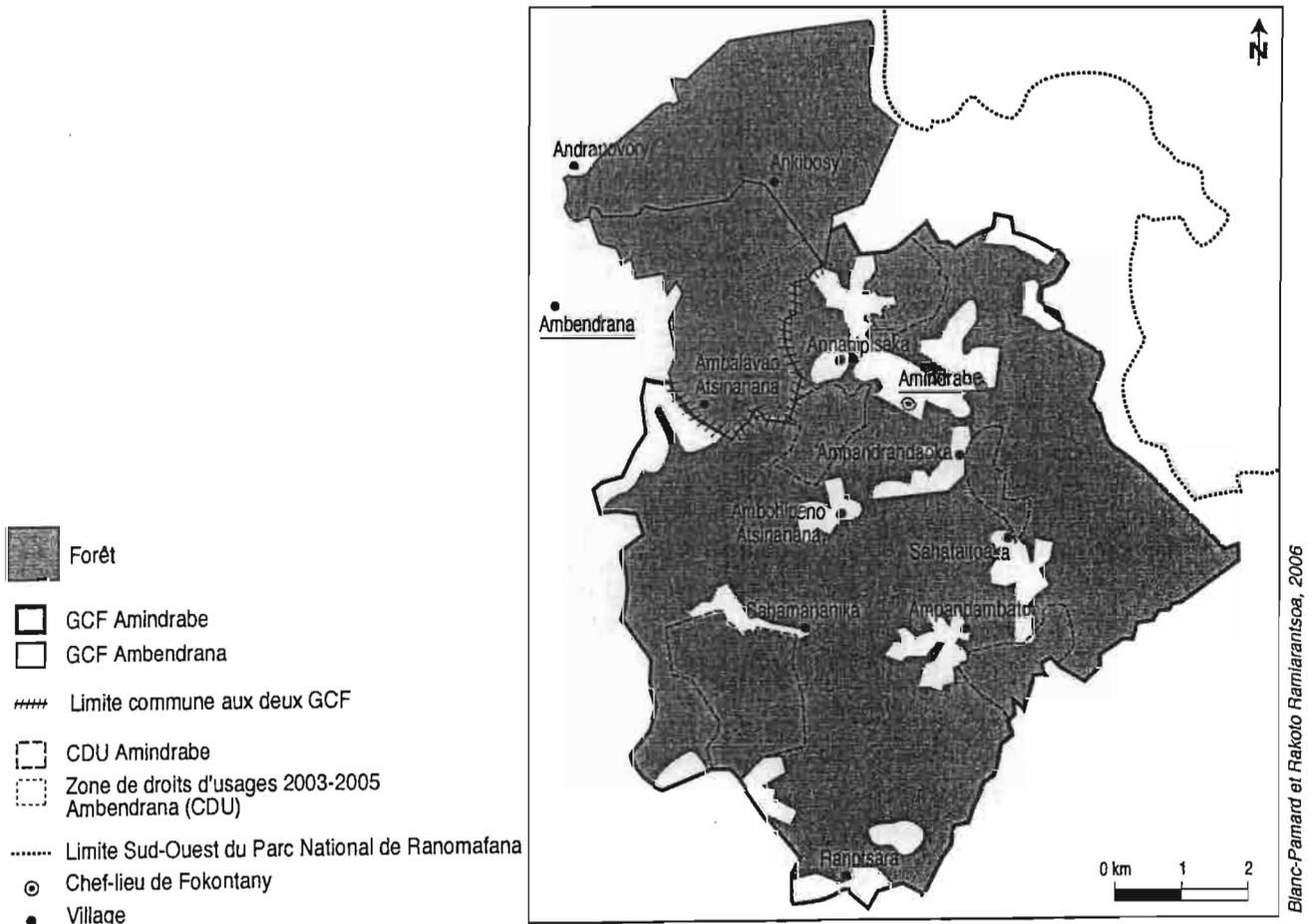
Figure 10b - Les trois territoires lignagers de Tatamaly

Figure 10 - Tatamaly - Territoire traditionnel et terroir villageois : une distorsion

Le terroir villageois de Tatamaly : le zonage de la GCF



Les deux zonages GCF mitoyennes d'Ambendrana et d'Amindrabe



Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa, 2006

Figure 11b - Le dispositif GCF : la place de la forêt dans les 3 GCF