



MADAGASCAR CONSERVATION & DEVELOPMENT

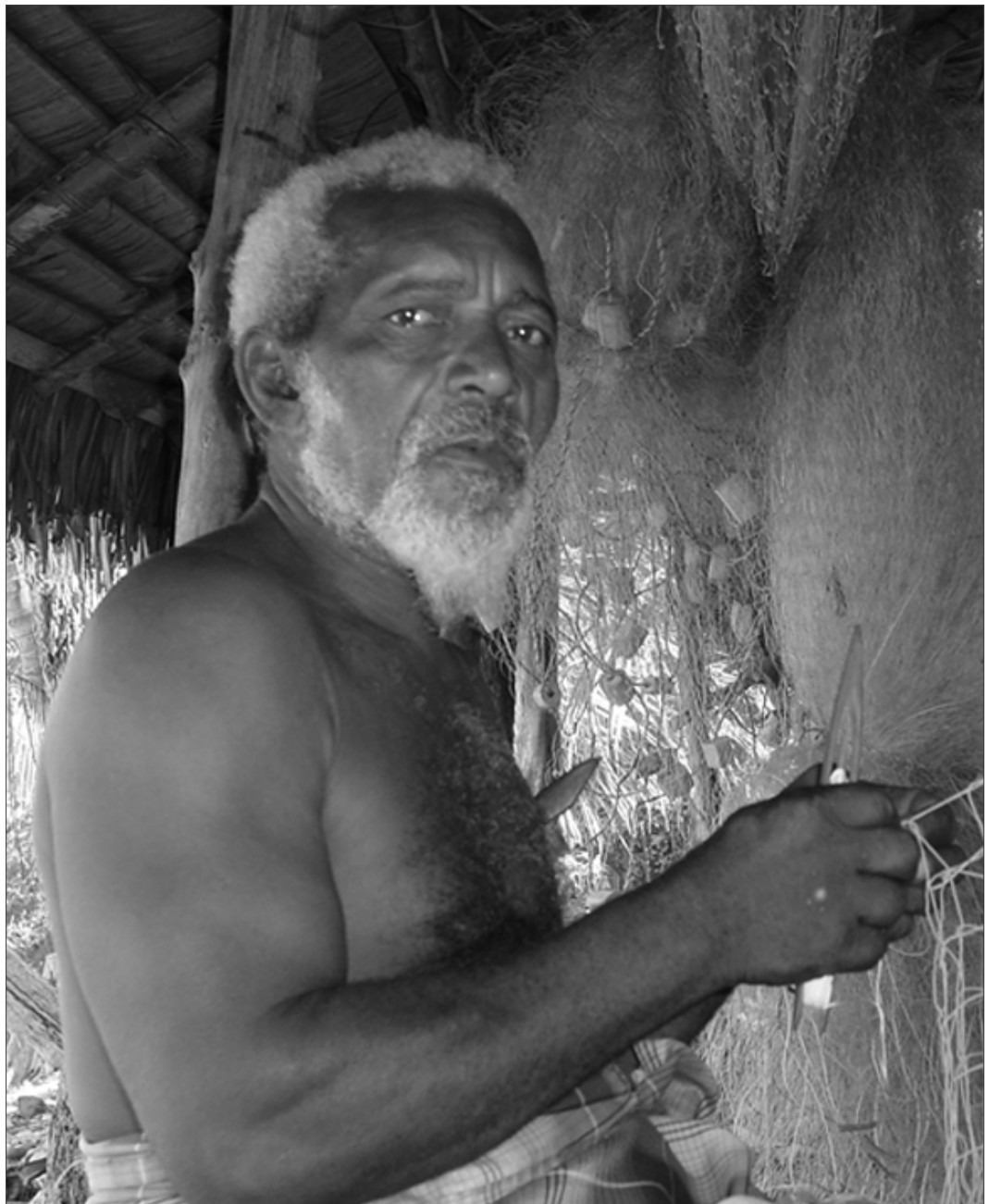
INVESTING FOR A SUSTAINABLE NATURAL ENVIRONMENT FOR FUTURE GENERATIONS OF HUMANS, ANIMALS AND PLANTS OF MADAGASCAR

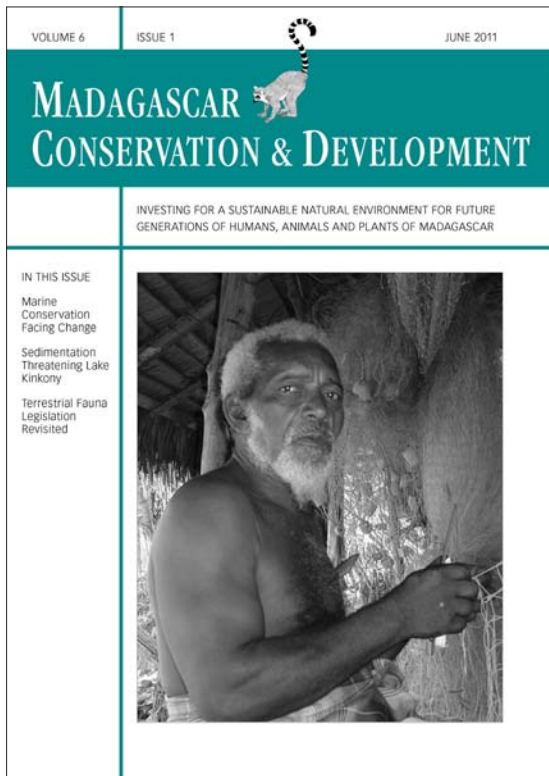
IN THIS ISSUE

Marine
Conservation
Facing Change

Sedimentation
Threatening Lake
Kinkony

Terrestrial Fauna
Legislation
Revisited





Madagascar Conservation & Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is produced under the responsibility of this institution. The views expressed in contributions to MCD are solely those of the authors and not those of the journal editors or the publisher.

All the Issues and articles are freely available at <http://www.journalmcd.com>

Contact Journal MCD
info@journalmcd.net for general inquiries regarding MCD
funding@journalmcd.net to support the journal

Madagascar Conservation & Development
 Institute and Museum of Anthropology
 University of Zurich
 Winterthurerstrasse 190
 CH-8057 Zurich, Switzerland

io@i

Indian Ocean e-Ink
 Promoting African Publishing and Education
www.ioeink.com

 MISSOURI BOTANICAL GARDEN

Missouri Botanical Garden (MBG)
 Madagascar Research and Conservation Program
 BP 3391
 Antananarivo, 101, Madagascar

TABLE OF CONTENTS

EDITORIALS

- 3 Rodrigues Island: Hope thrives at the François Leguat Giant Tortoise and Cave Reserve. *Burney, D. A.*
- 5 L'océan au cœur de la Grande Île : Les aires marines protégées, un outil de développement durable pour Madagascar. *Ratsimbazafy, R. A.*
- 50 Impressum

SPOTLIGHTS

- 7 Out of sight but no longer out of mind: a climate of change for marine conservation in Madagascar. *Harris, A. R.*

ARTICLES

- 15 Dynamique institutionnelle des transferts de gestion dans le corridor Fandriana – Vondrozo. *Ganomanana, T., Hervé, D. et Randriamahaleo, S.*
- 22 Analyses de la dégradation du lac Kinkony pour la conservation du Complexe des Zones Humides Mahavavy-Kinkony, Région Boeny, Madagascar. *Andriamasimanana, R. et Rabarimanana, M.*
- 29 The Alcyonacea (soft corals and sea fans) of Antsiranana Bay, northern Madagascar. *Evans, A. J., Steer, M. D. and Belle, E. M. S.*
- 37 Lois et règlements sur la faune sauvage à Madagascar : Progrès accomplis et besoins du futur. *Rakotoarivelo, A. A., Razafimanahaka, J. H., Rabesihanaka, S., Jones, J. P. G. and Jenkins, R. K. B.*

SHORT NOTE

- 45 Population study of *Pyxis arachnoides brygooi* (Vuillemin & Domergue, 1972) in the area surrounding the Village des Tortues, Ifaty-Mangily, southwest Madagascar. *Rakotondriamanga, T., Kala, J. and Hammer, J. M.*

EDITORIAL

Rodrigues Island: Hope thrives at the François Leguat Giant Tortoise and Cave Reserve

From this hilltop porch at sunrise, above the limestone landscape of Plaine Corail on the southwestern corner of Rodrigues Island in the middle of the Indian Ocean, I am looking out over a patchwork of small subsistence farms, awakening livestock, a sleepy airport, and a vast reef-bounded lagoon, bigger than the island itself – and something else. Something that warms the cockles of my heart. Something I have been writing and dreaming about for decades, a kind of project that gives me hope for conservation in an otherwise dark hour. Nestled in the midst of all these human landscapes is a truly prehistoric scene, the François Leguat Giant Tortoise and Cave Reserve. On this remarkable 19 hectares, Reserve Manager Aurele Anquetil André and his dedicated staff of young Rodriguans have planted over 130,000 native trees and shrubs, some virtually extinct in the wild and many quite rare otherwise, in just five years. Nearly all have survived, and with only limited maintenance despite the huge challenges posed by invasive weeds on all remote Indo-Pacific islands.

Giant tortoises, over 1,000 of them, lumber about doing the work. Fenced in and well-fed on the invasive plants that compete with the natives, introduced Aldabra Tortoises (*Aldabrachelys gigantea*) weighing up to 200 kg crop the invasive plants, and smaller Radiated Tortoises of Madagascar (*Geochelone radiata*) pull up the weed seedlings. Remarkably – and I had to see this for myself – they don't touch the native plants, which co-evolved with the extinct tortoise fauna (*Cylindraspis* spp.) that disappeared in the late eighteenth century after French colonists shipped over 280,000 of them to Reunion and other places for butchery.

These plants have defenses against tortoises and browsing birds. Notable in the latter category was the extinct Solitaire (*Pezophaps solitaria*) a giant pigeon endemic to Rodrigues that was even larger than the Dodo, the famous extinct denizen of Mauritius, Rodrigues' big neighbor 650 km to the west. Through heterophylly, the adaptation of having tough, finely dissected and presumably less edible leaves near the ground where animals can reach, as well as in some cases certain plant chemicals that the tortoises apparently don't like, and long flexible stems that tortoises seem not to trample down or chew, these plants are thriving in the midst of a high density of these hungry lumbering reptiles. A tall secure fence keeps them inside the Reserve, and keeps out the free-ranging goats, sheep, and cattle which have converted so much of the rest of this island to *Lantana* and other unpalatable invasives. Those ungulates, with their advanced teeth, love to eat the native plants, and have nearly driven them to extinction.

I have been an advocate for this approach – reintroducing the “megafauna” back to lands where they are extinct, or their



Prehuman Rodrigues. © Julian Pender Hume/François Leguat Ltd

closest living relatives or even an ecological surrogate – for several decades. The scientific underpinnings for restoring ecological functions this way are quite sound, and there are plenty of examples of this “rewilding” already working around the world, from Siberia’s “Pleistocene Park” with reintroduced musk oxen, wild horses, and so forth, to American media mogul Ted Turner’s vast ranches in the western US with herds of many thousands of bison, elk, and yes – even a giant tortoise (Bolson’s) reintroduced to its former range from Mexico. You can read about these and others in my recent book¹. Some years ago I even proposed something like this for Madagascar – starting with tortoises but under the right circumstances perhaps including living ratite birds, hippos, and crocodiles, in some fenced reserve lands. I doubt that most readers took me seriously then (perhaps even now).

Here at the Leguat Reserve, though, rewilding is not a hypothetical proposal, it is a way of life, a major tourist attraction, and a very interesting scientific experiment. Rewilding is working here, and working wonderfully. Tortoises pull the weeds, apply the fertilizer, and germinate the seeds. Regarding the latter, recently published experiments² show that passing through the slow digestive system of a giant tortoise is just what some of these hard-to-germinate seeds of rare native plants have been waiting for. The authors show conclusively that the highly endangered, large-seeded native ebony tree (*Diospyros egrettarum*) is germinating and thriving on the remarkable 25-hectare Ile aux Aigrettes Reserve, a small island off Mahebourg, Mauritius, thanks to the Aldabra tortoises reintroduced there by the Mauritian Wildlife Foundation.

At the Leguat Reserve on Rodrigues, guides lead thousands of visitors per year through huge spectacular limestone caves that have yielded the fossils of giant tortoises, Solitaires, and the other extinct biota of Rodrigues. Their tour, and the excellent museum on the Reserve, make that wonderful connection between the fossils of a remarkable extinct fauna, and the rare plants and surviving fauna of large handsome fruit bats, rare land snails, nesting White-tailed Tropicbirds, and the surviving cousins of the native giant tortoises now roaming the canyons and plateaus of the Reserve.

What am I doing here? To begin with, my wife Lida Pigott Burney and I have in recent years started our own similar rewilding project on the island of Kauaʻi, in the Hawaiian Islands. We likewise have a cave system, full of fossils of the extinct animals, as a centerpiece for restorations on worn-out farmland that feature thousands of native plants, some quite rare. Our big fossil herbivores, giant flightless ducks and geese, are all extinct, and alas, tortoises never reached Hawaii. So we laboriously pull the weeds, tons of them, with the help of the school children of Kauaʻi and hundreds of volunteers. The current question I and my colleagues are asking is, could giant tortoises give us a hand, serving as ecological surrogates for the lost birds?

In any case, the National Geographic Society funded our team, including paleontologists Julian Hume and Lorna Steel from UK, paleo-entomologist Nick Porch and speleologist Greg Middleton from Australia, and Lida and myself as the paleo-ecologists, to work on the excellent fossil deposits on Rodrigues

and compare them to our results from elsewhere. That work is going well, we’re finding plenty. But thanks to these lumbering living reptiles, I’m thinking all over again about the potential to use tortoises, and perhaps substitutes for other extinct megafauna, to try some rewilding at an appropriate place – such as a securely fenced, private reserve in western Madagascar – and such a place exists. Owen Griffiths, the biologist/entrepreneur who created the La Vanille Crocodile Park and Tortoise Reserve on Mauritius (inspiration for Ile aux Aigrettes) and the Leguat Reserve on Rodrigues, is hard at work in Madagascar on his private reserve lands, where he hopes to start rewilding with Aldabra tortoises and other appropriate creatures.

Before you dismiss this idea as crazy, you might consider that it was Charles Darwin himself who set all this in motion. He visited Mauritius on the return voyage of the H.M.S. Beagle in 1836, where he heard about the extinct giant tortoises of that island. Many years later, he suggested that the best way to see that the thousands of giant tortoises then living on uninhabited Aldabra Island (their last stand in the Indian Ocean region) didn’t go the way of the extinct giant tortoises of Madagascar, the Mascarenes, and the Seychelles, was to move some to these other islands and establish populations, and that was done on Mauritius. People took him seriously, and the tortoises’ future looks bright. Many of Darwin’s ideas were controversial then, and some still are in some quarters. Rewilding proposals like this are still being argued, but they have the potential to “jump start” evolution when it seems to have gone hopelessly off the track. After visiting the Leguat Reserve, I’m more hopeful than ever that evolution might have a second chance.

David A. Burney
Director of Conservation
National Tropical Botanical Garden
Kalaheo, Hawaii, USA
E-mail: dburney@ntbg.org

1 Burney, D. A. 2010. Back to the Future in the Caves of Kauaʻi: A Scientist’s Adventures in the Dark. Yale University Press.

2 Griffiths, C. J., Hansen, D.M., Jones, C.G., Zuël, N. and Harris, S. 2011. Resurrecting extinct interactions with extant substitutes. Current Biology 21: 762–765 (doi:10.1016/j.cub.2011.03.042).

ÉDITORIAL

L'océan au cœur de la Grande Île : Les aires marines protégées, un outil de développement durable pour Madagascar

Grande île de l'océan Indien, Madagascar apparaît comme une véritable « île continent » avec une superficie de plus de 590 000 km² et plus de 5000 km de côtes. Ses zones marines et côtières abritent une variété d'écosystèmes et d'habitats parmi lesquels les récifs coralliens, mangroves, dunes, lagons, plages sableuses, herbiers de phanérogames, estuaires, îles et îlots auxquels sont associés de nombreuses espèces de coraux, poissons, reptiles, crustacés, mollusques, échinodermes. Les écosystèmes les plus connus sont certainement les récifs coralliens avec une superficie de près de 5000 km² et les mangroves qui s'étendent sur plus de 3000 km² principalement sur les rivages occidentaux de l'île. Ils apportent d'énormes bénéfices socio-économiques aux communautés locales grâce à la pêche et aux activités touristiques sans oublier les services écologiques que ces écosystèmes assurent pour l'équilibre de la planète et le bien-être de l'Homme.

Au vu de l'importance de ces zones marines et côtières et dans le but de les préserver face aux menaces et pressions d'origine anthropique et naturelle, Madagascar s'est résolument investie dans la création et la mise en place d'aires marines protégées et de réserves marines afin de contribuer au bien-être des communautés locales qui en dépendent. Dans cette optique, le Système d'Aires Protégées de Madagascar, SAPM, a été mis en place pour offrir les outils appropriés de gestion, de gouvernance et de planification dans l'objectif de tripler la surface des aires protégées, ce qui la porterait de 1,7 à près de 6 millions d'hectares (Vision Durban).

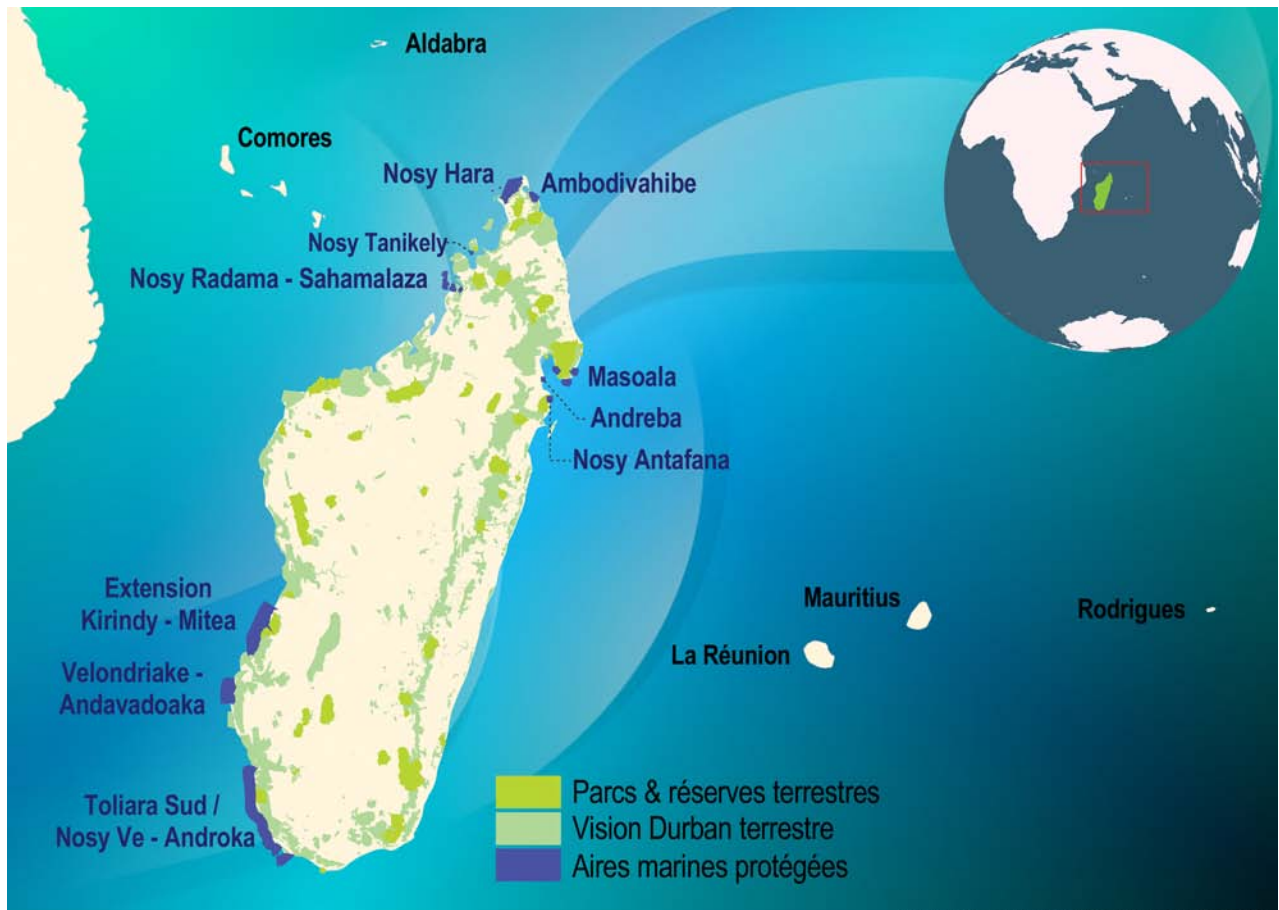
La première aire marine protégée a été officiellement créée en 1989 avec le parc marin de Nosy Antafana intégré à la Réserve de Biosphère de Mananara Nord, suivie par les trois parcelles marines du Parc National de Masoala. Vingt ans après le premier parc marin, de nouvelles aires marines protégées et réserves marines ont été créées ou sont en voie de création dans l'attente de l'obtention de leur statut définitif¹. Les aires protégées sur les rivages et dans les eaux malgaches sont le fruit d'un travail réalisé dans un étroit partenariat avec les communautés locales pour assurer une bonne gestion des parcs dont le contrôle et la surveillance, le suivi écologique et l'application des régulations du parc et le développement des activités liées au tourisme. Les communautés locales, garantes du succès d'une telle entreprise, ont trouvé leur intérêt dans la protection de ces réserves comme cela a été montré pour le parc marin de Nosy Antafana ou la première aire marine protégée gérée par les communautés locales à

Velondriake dans le Sud-ouest. À Velondriake les communautés locales appliquent des règles traditionnelles, les *dina*, pour permettre une gestion efficace de la pêche aux poulpes, grâce à un vrai partenariat entre les acteurs concernés impliquant les communautés locales, les organismes étatiques et le secteur privé comme les compagnies de pêche. Et puis, très récemment, un système de cogestion a été mis en place pour la première fois sur une île du nord ouest, Nosy Tanikely. Au sein de ce système, la responsabilité de la gestion est partagée conjointement et équitablement de sorte que chaque entité apporte sa valeur ajoutée en termes de gestion et de protection des parcs nationaux, de promotion du tourisme durable et responsable, et d'intégration dans le processus de développement local.

Malgré ces efforts louables, des questions restent encore sans réponses et placent les gestionnaires face à des défis importants. (i) Le manque de ressources humaines pour assurer la gestion marine et côtière et plus particulièrement la gestion des aires marines protégées reste d'actualité malgré les différentes opportunités de formation qui se présentent dans la région. (ii) Les aires marines protégées et réserves marines existantes profitent de programmes de suivi écologique et socioéconomique, mais les connaissances scientifiques nécessaires pour répondre vraiment aux besoins de gestion restent encore à développer. (iii) L'importance, surtout dans un contexte îlien, d'inculquer à toutes les tranches d'âge, à tous les secteurs, la valeur des zones marines et côtières et des aires marines protégées en particulier, à travers des programmes d'éducation avec toutes les infrastructures appropriées. Les aires marines protégées constituent le seul outil de sensibilisation et d'éducation pour promouvoir l'importance de la biodiversité marine au niveau local. (iv) Les gestionnaires font tous face à un problème commun : l'aspect financier. À défaut de mécanisme de financement durable, ces gestionnaires sont davantage focalisés sur la recherche des meilleurs moyens possibles pour assurer la gestion quotidienne. Dès lors que le budget de fonctionnement dépasse les recettes de l'aire marine protégée, cette dernière devient extrêmement vulnérable et ne peut plus faire face aux aléas économiques et politiques. (v) Des succès ont généralement été observés dans des réalisations au niveau des premiers utilisateurs sur les impacts socioéconomiques des ressources marines, mais leur duplication à une échelle plus grande constitue un autre défi.

Les aires marines protégées et les réserves marines constituent d'emblée des outils efficaces pour la conservation de la biodiversité marine, la maintenance de la productivité et des processus écologiques mais aussi pour l'amélioration des conditions de vie des communautés locales. En prenant en considération les différents projets et initiatives mis en œuvre, et dans une perspective à long terme, il est évident qu'une approche intégrée est absolument nécessaire afin de pouvoir créer une meilleure coordination et d'assurer une synergie entre les acteurs dès le début de l'instruction d'un projet ou programme et de rassembler conjointement les idées et expériences pour élaborer un programme et définir un objectif commun. Dans ce cas, la translation des succès obtenus pourrait s'opérer à plus grande échelle et les résultats amèneraient par conséquent à une mobilisation

1 Archipel de Nosy Hara, Nosy Tanikely, Nosy Radama - Sahamalaza, Ambodivahibe, Velondriake - Andavadoaka, Toliara Sud / Nosy Ve - Androka, Complexe d'Andreba, extension de Kirindy Mite.



de plus d'acteurs et de ressources financières. Madagascar occupe une place dominante dans l'ouest de l'océan Indien mais en s'alliant à un processus d'intégration régionale tourné vers la conservation et la gestion des ressources marines, la sécurité alimentaire, les échanges de connaissances et le renforcement des capacités, elle identifiera d'autres moyens pour atteindre son objectif.

Rémi A. Ratsimbazafy

Ecoregional Leader - Western Indian Ocean Islands Marine Ecoregion

WWF Madagascar and West Indian Ocean Programme Office

P.O. BOX 738, 101 Antananarivo, Madagascar

Tel: +261 20 22 304 20 || 20 22 348 85

E-mail: rratsimbazafy@wwf.mg

www.panda.org, www.wwf.mg

SPOTLIGHTS

Out of sight but no longer out of mind: a climate of change for marine conservation in Madagascar

Alasdair R. Harris

Blue Ventures Conservation
Aberdeen House, 22-24 Highbury Grove
London, N5 2EA, U.K.
E-mail: al@blueventures.org

ABSTRACT

With over 5,500 km of coastline spanning more than 14 degrees of latitude, Madagascar boasts a diversity of marine and coastal habitats that is unrivalled in the Indian Ocean. These ecosystems are of paramount importance to national food security, as well as the livelihoods and culture of coastal people. Yet Madagascar's fragile marine resources are facing unprecedented threats from climate change, habitat destruction and overfishing. Development of an ecologically robust national marine protected area network presents the only viable means of safeguarding the resilience of remaining healthy ecosystems. But in the current post-crisis context, characterised by a lack of fully functional national environmental governance institutions, severe funding gaps and pervasive coastal poverty, conventional centralised approaches to marine protected area planning and management are unable to respond effectively to the scale and immediacy of the challenge. Given these constraints, the ongoing expansion of local coastal governance efforts will be key to promoting socially viable adaptive management strategies. Encouragingly, the recent rapid growth and scaling-up of locally managed marine areas (LMMAs) in Madagascar is unsurpassed throughout east Africa and the Indian Ocean region, with communities pioneering new and innovative approaches to fisheries management and livelihood diversification. The durability of such local conservation efforts, however, will depend on their capacity to demonstrate the economic as well as biodiversity benefits of sustainable marine resource management. This challenge necessitates placing a renewed focus on proving, quantifying and communicating the utilitarian benefits of marine biodiversity. Making this business case will be a fundamental prerequisite to stemming the tide of marine environmental degradation in Madagascar, and tackling the twin tragedies of coastal poverty and the marine commons.

RÉSUMÉ

Bordés par plus de 5500 km de côtes qui s'étirent sur plus de 14 degrés de latitude, Madagascar peut s'enorgueillir de posséder la plus belle et la plus riche diversité des habitats marins et côtiers dans l'océan Indien. Ces écosystèmes sont d'une importance capitale pour la sécurité alimentaire du pays mais aussi pour le bien-être et les valeurs culturelles des communautés locales côtières. Les ressources marines de Madagascar sont pourtant fragiles et confrontées à des menaces sans précédent

dont les effets du changement climatique, la destruction des habitats et la surpêche. Le développement d'un réseau national d'aires marines protégées, fondé sur des valeurs écologiques sera le seul moyen viable pour sauvegarder la résilience des écosystèmes naturels restants. Dans le contexte de crise politique actuel caractérisé par l'absence d'institutions nationales fonctionnelles en matière de gouvernance environnementale, le manque de financement adéquat sans oublier la paupérisation galopante des communautés des régions côtières, il est difficile de suivre les méthodologies traditionnelles et centralisées pour la planification des aires marines protégées car elles ne sont pas en mesure de répondre efficacement à l'étendue de la tâche à accomplir et à l'urgence de la situation.

Face à ces contraintes et dans le dessein de promouvoir des stratégies de gestion adaptative et socialement viables, il s'agira d'étendre davantage les efforts de gouvernance locale portant sur les zones côtières. Il est encourageant de noter que les aires marines gérées localement (LMMAs) se développent rapidement et à un taux qui est inégalé en ce qui concerne l'Afrique de l'Est ou la région de l'océan Indien. Dans ce système de gestion, les communautés locales adoptent des approches novatrices dans la gestion de la pêche ainsi que dans la diversification de leurs moyens de subsistance. La durabilité de tels efforts de conservation au niveau local dépendra cependant de la capacité de ces communautés à reconnaître les avantages de la gestion pérenne des ressources marines, en terme économique et en matière de biodiversité. Relever ce défi suppose que de réels progrès soient accomplis dans la démonstration, la quantification et la communication des avantages à protéger la biodiversité marine. Aborder la question en soulignant la rentabilisation est une condition sine qua non pour endiguer la spirale de la dégradation de l'environnement marin à Madagascar.

Pour envisager le futur, les protecteurs de la nature doivent regarder au-delà de la protection de la biodiversité marine pour la seule valeur intrinsèque des récifs coralliens. Ils devront s'appliquer à démontrer la valeur des écosystèmes marins et côtiers lorsqu'ils sont sains en tant que composantes d'un avenir durable pour les communautés locales qui respectent et préservent ces ressources. Si la grande Zone Économique Exclusive de Madagascar, incluant les diverses pêcheries côtières et marines, était correctement gérée, elle serait une source garantie et permanente pour la sécurité alimentaire et une source de devises. Le défi à relever par les protec-

teurs des ressources océaniques sera de le prouver dans un contexte économique en démontrant que la biodiversité marine gérée de manière pertinente pèse bien davantage lorsque sont considérés les services incalculables et illimités qu'elle rend dans des écosystèmes sains. Il nous appartient de le faire admettre mais nous n'ignorons pas que cette tâche sera une véritable course contre la montre.

KEYWORDS: Madagascar, marine conservation, coral reef, fisheries, PES.

MOTS CLEFS : Madagascar, protection des milieux marins, récif corallien, pêcheries, paiement pour les services d'écosystème.

CONTEXT

With its place firmly secured amongst the hottest of the global biodiversity hotspots, Madagascar is renowned not only for its exceptional concentration of species – many of which occur nowhere else on earth – but also because these outstanding biological riches are gravely threatened by man (Brooks et al. 2006). For over 20 years this global conservation prioritisation has played a crucial role in steering conservation finance and resources towards Madagascar. The original notion of a biodiversity hotspot, however, is rooted in an exclusively terrestrial concept, dealing only with issues facing species on land (Myers 1988, 2003). And paradoxically, the focus given to Madagascar's hotspot status has at times meant that environmental challenges below the waves have been eclipsed by the many threats facing the island's terrestrial biodiversity.

This is true the world over, where marine conservation has historically been slow off the mark relative to efforts to address terrestrial environmental concerns. But in Madagascar, creating momentum in marine conservation has been a particular challenge, not only because of the daunting scale of the island continent's coastline and weak infrastructure, but also because its marine biodiversity does not share the levels of endemism that are seen on land. Madagascar's seas are certainly extremely diverse – for example boasting more coral species than any other country in Africa, the Indian Ocean or Red Sea (Veron and Turak 2005). Yet what little is known of the country's marine fauna and flora indicates its marine biodiversity is broadly characteristic of Madagascar's position in the southwestern Indian Ocean, with many species in common with coastal east Africa and western Indian Ocean island and atoll systems. This situation is to be expected, since the deep ocean basins surrounding Madagascar do not present a barrier to the dispersal of marine species as they do for terrestrial plants and animals. At a global scale, in terms of overall marine diversity, species richness across the Indo-Pacific declines markedly with approximately increasing latitude away from the southeast Asian marine biodiversity centre, the 'Coral Triangle' (Veron et al. 2009). Thus Madagascar has so far not featured amongst the various rankings of the world's centres of tropical marine endemism that have been developed, following the original terrestrial hotspot framework (Roberts et al. 2002).

Despite its low levels of marine diversity and endemism relative to the central Indo-Pacific, Madagascar's marine natural heritage stands apart for two key reasons. Firstly, it is distinct from its Indian Ocean neighbours in its bewildering array of habitats. The island harbours a marine environmental diversity that rivals Madagascar's range of terrestrial bioclimatic zones.

This is perhaps unsurprising in a country with the largest coastline of any nation in the Indian Ocean except India; exceeding the lengths of the coastlines of Comoros, Mozambique, Tanzania and Kenya combined. Spanning over 14 degrees of latitude from temperate oceanic environments in the south to tropical lagoonal ecosystems in the west and north, no other country in the region exhibits such a rich diversity of marine ecosystems. Madagascar is endowed with the full array of tropical and subtropical marine and coastal habitats on a range of underlying strata. From high-energy rocky shores to steep oceanic beaches, the island's east coast faces the brunt of strong prevailing trade winds and the South Equatorial Current. Conversely the leeward side of the island exhibits some of the Indian Ocean's most extensive mangrove forests, seagrass beds and coral reefs. Myriad islands and archipelagos also emerge from the broad continental shelf around the west coast, including basaltic seastacks, coral platforms, cays and atolls.

Secondly, Madagascar's marine environment is a critically important source of food security and revenue for the country's population, over half of which lives within 100 km of the coast (WRI 2003). Many coastal communities have such close cultural ties to a seafaring way of life that they have no viable subsistence or economic alternatives to fishing. Coastal zones include some of Madagascar's most isolated and economically marginalised populations, who often have no alternative to over-exploitation of fisheries resources as the sole source of income and the only perceived path out of poverty. But in resource-dependent communities this coping mechanism serves to deepen the poverty trap, further degrading the natural capital upon which fisheries depend, and driving fishers to adopt increasingly destructive practices to maintain landings, in turn further weakening the resilience of ecosystems and biodiversity underpinning food and livelihoods (Cinner et al. 2009a, 2011). Recent research has shown that diminishing fisheries returns are a key factor driving Madagascar's semi-nomadic Vezo communities further afield through migration, with shark fishers increasingly exploiting ever more remote and off-shore areas of the west coast of Madagascar (Cripps 2009, 2010).

It is a grim Malthusian cycle that is currently being played out by unprecedented numbers of fishers along all but the most inaccessible of Madagascar's western coasts, and exacerbated by the rapid rates of human population growth typical of many coastal regions. Characteristic of many countries in the western Indian Ocean, expansion of Madagascar's coastal populations is taking place more rapidly than across the island as a whole; in the southwestern Atsimo Andrefana region women give birth to an average of 6.2 children. Across this region, home to approximately half of Madagascar's traditional fishers (Laroche and Ramanarivo 1995, Laroche et al. 1997), the population grew by 53% in the 15 years leading up to 2008, and is forecast to grow by the same amount in the next 13 years (INSTAT 2007, INSTAT and ICF Macro 2010).

Moving offshore, in recent years growing concerns have been voiced amongst local fishers and industry groups alike regarding the growth of Madagascar's commercial fishing effort (Le Manach et al. In press a). Based on 2001 data, Madagascar's fishing industry (including aquaculture) contributed more than 20% to total export earnings, representing 8% of gross domestic product (FAO 2008). Despite their importance, current understanding of the trends and sustainability of Malagasy fish-

eries remains poor, and almost nothing is known of the scale of illegal, unreported and unregulated fishing in Madagascar's exclusive economic zone (EEZ). Effective industrial fisheries management requires rigorous monitoring, effective enforcement, science-based quotas, adaptive management, and a network of managed offshore zones, none of which currently exist in Madagascar. A recent reconstruction of total catches by all Malagasy fisheries sectors has shown that total catches between 1950 and 2008 were twice the volume reported by national fisheries agencies, with much of the subsistence sector missing from officially reported statistics. These findings clearly suggest that current landings are likely to be exceeding sustainable yields (Le Manach et al. In press a, b). And from onshore, often many hundreds of kilometres upstream, watershed degradation continues to present a particular problem, due to ongoing deforestation and burning that have led to massive erosion. The resulting fluvial sediment loads can lead to abrasion and asphyxiation of fragile benthic habitats, a particular problem where the country's largest rivers meet the broad western lagoons and coral reefs (Vasseur 1997).

From unsustainable fishing and population growth to hypersedimentation of reefs from terrigenous sediments, Madagascar's marine natural heritage is under siege from human activities on land and sea. And beyond direct anthropogenic impacts, the unrelenting effects of a changing global climate are challenging more than ever the work of conservationists seeking to stem the loss of the island's marine biodiversity. Climate impacts range from coral reef bleaching and mortality to coastal erosion and increased cyclonic activity. Madagascar is ranked amongst tropical coastal countries with the lowest adaptive capacity to climate change, combined with very high vulnerability (Burke et al. 2011, Cinner et al. 2009b); a recent forecast of the threats of climate change across the western Indian Ocean indicates that in Madagascar the impacts of ocean acidification and thermal stress will coincide, resulting in particularly dramatic changes by 2030 (Ateweberhan and McClanahan 2010).

These trends and predictions not only have profound implications for biodiversity conservation, but also for food security in a country where people rely heavily on the ocean for their daily protein needs, livelihoods and traditional coastal cultures. Many coastal habitats have already been degraded to the point where recovery is now unlikely (Ahmada et al. 2008, Harris et al. 2010) therefore there is now more than ever an overwhelming imperative for protection of remaining healthy habitat. This will be fundamental to safeguarding resilience to future climatic disturbance, as well as creating an ecologically-robust network of refugia to help reseed the recovery of more degraded areas.

THIRTY PERCENT: A FORMIDABLE TARGET IN A TIME OF CRISIS

Throughout its short history to date, marine and coastal conservation in Madagascar has been broadly synonymous with area-based management of coral reefs, achieved mainly through the development of marine protected areas (MPAs), within which access to – and use of – marine resources is controlled, usually through gear or access restrictions to fishers. Typically these MPAs have been developed by conservation NGOs and Madagascar's parks service (Madagascar National Parks), to whom management authority has been

invested by the state, either as a single organisation acting alone, or in conjunction with local communities through a co-management framework.

This focus on coral reefs as concentrations of marine biodiversity has left many other vital marine ecosystems overlooked in conservation planning. Habitats such as seagrass beds, coastal lagoons and mangrove forests do not rival the sheer biodiversity of coral reefs, but are of enormous ecological importance nonetheless, providing essential habitat for numerous fish and invertebrate species, and supporting some of the country's most productive fisheries. For example Madagascar boasts the third largest area coverage of mangroves of any coastal African nation. These coastal forests boast exceptionally high rates of net primary productivity (Ostling et al. 2009), protect thousands of kilometres of Madagascar's coastline from the destructive forces of storms and cyclones, trap terrigenous sediments, and provide refugia, nursery grounds and feeding areas for diverse reef and pelagic species. Globally, they are estimated to support an annual market value of capture fisheries of around \$US 16,750 per hectare. Yet these forests, which have been reduced by at least 7% in the last three decades (Giri and Muhlhausen 2008), have until recently remained conspicuously absent from marine conservation planning.

The previous government's 2003 Durban Vision placed a particular emphasis on the expansion of marine protected area coverage. This, combined with growing civil society interest and awareness of marine issues, has resulted in a huge geographic expansion of marine management activity over the last eight years, with a rapid proliferation of site-based conservation activities. From three gazetted marine protected areas in 2002 to over 15 under temporary or permanent protection in 2010 (REBIOMA 2011), the combined spatial coverage of Madagascar's marine protected areas has grown over 50-fold in the last nine years, most recently following interministerial decree 52005 in December 2010, which accorded provisional protected status to seven new MPAs (Figure 1). The effectiveness of management within this new generation of MPAs remains to be tested, and is likely to be highly variable, depending on size, ecosystem health, threats and the local acceptability of conservation efforts. Nonetheless, it is encouraging that these new protected areas also incorporate additional habitats beyond shallow coral reefs, safeguarding other critical marine ecosystems, notably mangroves and lagoonal habitats. Although now technically defunct within the abandoned Madagascar Action Plan (GoM 2007), the Durban Vision's momentum around marine protected area expansion continues to make waves.

Notwithstanding the benefits and ecosystem services flowing from Madagascar's rapidly expanding network of MPAs, these initiatives remain highly localized: essentially islands of protection within an otherwise worrisome ocean of unabated marine resource degradation. Despite the progress in the 2010 decree, still only 2% of the country's 3,934 km² of coral reef are protected within the existing system of gazetted MPAs (Burke et al. 2011), no MPA currently protects offshore or deep-water pelagic habitats, and none of Madagascar's fisheries are currently recognised as sustainable.

MPA theory and empirical evidence indicate that 20-30% protection is the realistic threshold required to maintain ecological resilience and ensure the long-term protection of marine ecosystems and ecological processes, with representa-

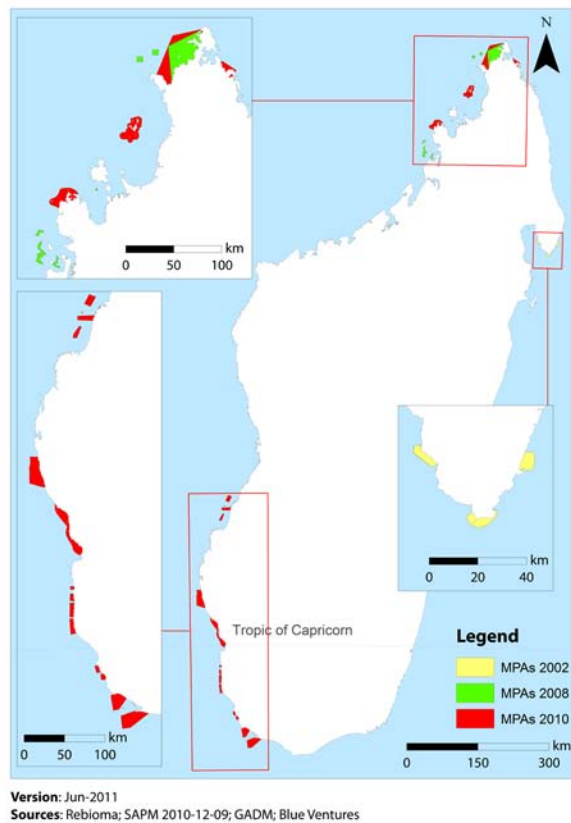


FIGURE 1. Marine protected areas with permanent or temporary protected status, 2002-2010.

tive inclusion of all habitats and patterns of connectivity, from mangroves to pelagic environments (Gell and Roberts 2002, Balmford et al. 2004, IUCN 2005 Recommendation V.22). Clearly, although isolated MPAs are useful for the protection of biodiversity and fisheries at a local scale, as well as providing case studies for inspiring other coastal management efforts, Madagascar's current system of marine protection remains woefully inadequate. Broader networks of connected protected areas will be essential to safeguard marine ecosystems from the forecast impacts of climate change at an ecologically robust scale. Even with the recent mushrooming of Malagasy MPA coverage, prioritisation still focuses disproportionately on coral reefs, and the extent to which many existing sites are respected or even known of by local communities remains doubtful.

Within the context of Madagascar's ongoing political crisis, characterised by an absence of fully functional government institutions and severe funding gaps, maintaining a strategic vision for MPA expansion will face far-reaching challenges. Official aid to Madagascar (traditionally accounting for almost half of the government's budget) has been cut dramatically since the 2009 military-backed coup, with environmental aid flows tumbling from US\$50.1 million in 2008 to just US\$16.2 million in 2010 (World Bank 2011). Given Madagascar's broader economic challenges, national-level support and finance for marine conservation are unlikely to be sufficient to achieve these formidable objectives.

LOOKING LOCAL

One strategy that has recently proven effective in expanding Madagascar's coastal management efforts without drawing on national resources is the development of Locally Managed

Marine Areas (LMMAs). These focus on empowering local communities with the responsibility for coastal management, ensuring close alignment with local populations' interests. Unlike many areas of the Pacific, where customary management of coral reefs has been practiced by communities for centuries (Johannes 1978), Madagascar, like its neighbours in the western Indian Ocean, has no tradition of marine tenure or community-based coastal resource governance for conservation, and its first LMMAs have been created only in recent years (Cinner 2007). In recent years, however, concerted efforts by NGOs to promote community-based coastal conservation have coincided with national policies to promote decentralised natural resource management, in particular through co- and community-managed protected areas.

Located in southwest Madagascar, Velondriake (meaning "to live with the sea") is Madagascar's first LMMAs (Harris 2007), and at more than 1,000 km² is the Indian Ocean's largest to date. Home to over 6,650 people in Atsimo Andrefana region, Velondriake unites 24 coastal villages in the collaborative local management of a complex coastal ecosystem comprising islands, mangrove embayments, extensive lagoons and coral reefs. Average daily per capita income in Velondriake is under \$US 1.4 (adjusted for purchasing power parity), with 85% of incomes derived from fishing or reef gleaning. Given this backdrop of severe economic deprivation and fisheries dependence, Velondriake's over-riding objective is poverty alleviation through enhancing the sustainability of the region's fisheries. The LMMAs contains temporary and permanent reserves protecting reefs and mangrove forests, and is managed through a *dina* – traditional village laws governing resource use that have been legalised by the state. Importantly, the *dina* also bans destructive fishing practices – primarily poison fishing and beach seining – widely seen by local communities as the primary drivers of marine resource degradation (Andriamalala and Gardner 2010). Malagasy law gives strong enforcement and conflict resolution powers to the local communities, allowing them to impose fines for infractions of the *dina*, and being locally led, Velondriake's laws enjoy high compliance.

At a local level, communities lack the know-how and means to independently establish LMMAs. Encouraging replication of this management approach beyond the local level therefore necessitates sharing experiences of best practice through community exchanges and dialogue. To this end, Velondriake is being used as a demonstration and learning site for other fishing communities of what can be achieved through local coastal management. Following these exchanges, in recent years new village-based initiatives have been established along Madagascar's southern, western and northern coasts with the support of numerous communities and NGOs working to replicate Velondriake's experiences. In southern Madagascar alone, seasonal no take zones for octopus *Octopus cyanea* – a management approach pioneered in Velondriake in 2004 to safeguard the region's most economically important fishery – have been replicated over 100 times along over 350 kilometres of coastline in just seven years. This scaling up through dialogue, achieved at low cost without drawing on national resources, is making considerable headway towards creating a new network of community based coastal conservation areas that will help promote greater ecological resilience to future environmental change.

Alongside the benefits brought to fisheries management and biodiversity conservation, empowering communities for local environmental governance strengthens human social capital by promoting responsible environmental stewardship and building community cohesion. This creates numerous positive social and ecological synergies that both enhance the effectiveness of local management and support other areas of community economic development, including building coastal communities' capacity to adapt to the impacts of climate change.

The recent progress made by these communities in pioneering local coastal management, achieved in the absence of unified national structures to support these efforts, has been remarkable, and is unprecedented in the Indian Ocean. In recent years visiting fishers and conservationists from Comoros, Mauritius, Kenya, Tanzania and Seychelles have travelled to visit southern Madagascar's LMMAs to learn about the steps involved in driving conservation at a local level, learning not from scientists or public officials, but from the fishing communities themselves. Moreover, the rapid replication of Madagascar's LMMAs illustrates the extent to which grassroots approaches offer low cost, adaptable and locally-acceptable solutions to coastal conservation challenges. Given the severe shortfalls and challenges currently facing Madagascar's national environmental governance capacity, Madagascar's LMMAs present an encouraging formula for the expansion of coastal conservation across the country at scale.

The promising growth in the geographical scope of marine conservation activity seen in Madagascar over the past decade has been matched by enlightened diversification of conservation activities. This has arisen in part through increasing recognition that restricting harvestable waters through area-based management may have a negative impact on local communities, both financially and socially, if not coupled with some form of compensatory economic intervention. A number of initiatives in Madagascar are currently pioneering new forms of community-based marine aquaculture, developed in parallel with coastal conservation activities. These include the Indian Ocean's first ranches of sea cucumbers *Holothuria scabra*, an extremely lucrative yet overexploited species, as well as algal culture of *Kappaphycus alvarezii*, a more widespread practice already prevalent in much of east Africa. In the former, juvenile holothurians are reared in hatcheries, then raised by communities in lagoonal enclosures (Robinson and Pascal 2009). Upon reaching commercial size, adults are harvested for international export through private sector partners, with profits being retained by community farmers. Such interventions help reduce pressure on overexploited wild stocks, while contributing to local economic development, helping families supplement traditional household income and reduce the number of people solely reliant on fishing.

Other novel diversification strategies have included the introduction of sexual and reproductive health services within coastal conservation initiatives, as part of integrated Population, Health and Environment (PHE) programmes. Such holistic approaches have emphasised the mutually beneficial synergies, supporting both public health and conservation objectives that can be created by incorporating family planning into more conventional biodiversity conservation activities (Harris et al. In press).

CAPTURING THE UNREALISED ECONOMIC POTENTIAL OF MADAGASCAR'S COASTS

LMMAs networks present one low cost strategy for implementing decentralised coastal management at broad scale. However a significant challenge facing the management of a nationwide MPA network remains in the fact that almost all of the country's existing marine conservation efforts are entirely dependent on external finance, with negligible internal revenue generation capability. With the notable exception of a very small number of MPAs capable of collecting reliable tolls from tourism (notably the protected island of Nosy Tanikely in Diana region), Madagascar's MPAs are for the most part totally financially unsustainable, counting on parks service or donor finance to cover all management, monitoring, enforcement and infrastructural costs. External funding, generally provided by bilateral donors, NGOs and conservation foundations, is typically programmed around a preconceived and generally unrealistic 'end date', a fanciful point in the future after which MPAs will, it is hoped, have developed some form of sustainable financing strategy to ensure the long-term continuation of conservation efforts. Such a vision for financial sustainability rarely materialises, placing MPAs in a precarious position when their respective project end date comes around and funds dry up without any practicable entrepreneurial legacy.

As well as being reliant on donors, this 'standard' approach is also invariably managed and driven by outsiders; foreigners or Malagasy from outside the project region. As soon as the funding dries up, the outsiders also go. Thus when donor support ends, there is rarely any incentive for communities to maintain environmental management institutions in the long-term, nor adequate residual technical capacity among local managers. The result is a dismaying number of under-resourced MPAs whose development has either stopped in its tracks upon termination of funding, or whose operations have dwindled to the point of no longer having any local legitimacy or recognition beyond the paper *dina* or statute book.

Beyond its inherent instability, the donor-dependent project paradigm into which most MPAs are all too often locked is highly restricted, particularly given Madagascar's current economic outlook. Despite the critical role of insightful conservation financing institutions such as the Madagascar Foundation for Protected Areas and Biodiversity, there is simply not enough donor funding available to enable Madagascar to achieve its 30% target of marine protection. Overcoming this financing quandary will require creativity and innovation in developing new financing mechanisms for conservation efforts, demanding that conservation practitioners demonstrate that management makes economic sense to local communities. This will require turning conventional marine conservation finance models upside down to capture some of the additional economic benefits produced by MPAs. Many of these, such as the landing fees paid by tourists visiting Nosy Tanikely, can be lucrative and, if revenues are appropriately managed, may pave the way to financial sustainability. But ecotourism is far from being a panacea for Madagascar's coastal challenges – given the enormous scale of this continental island there are simply not enough tourists to bring sustainable revenue to manage 30% of the country's 5,500 km coastline. Beyond a few model sites blessed with adequate communications infrastructure, tourism services and reliable visitor numbers, sustainable

marine conservation finance from tourism is an unrealistic expectation for Madagascar.

It is fisheries – the bedrock of most of the country's coastal economy – that present the obvious target for future sustainable finance initiatives. A bioeconomic analysis of the benefits of community-managed marine reserves in southern Madagascar has recently shown clear three-way fisheries, economic and social benefits derived from temporary octopus fishery closures, providing a compelling case to fisheries stakeholders to expand conservation efforts (Benbow et al. In press). As well as being instrumental in influencing communities to replicate similar management models further afield, these findings have tremendous potential to influence commercial fisheries companies to support fisheries management efforts, by demonstrating for the first time a business incentive for supporting conservation.

Exploring this example further, by following the supply chain of buyers and exporters attached to this particular fishery, it can be demonstrated that the benefits of the closures reach international markets, yet currently none of these beneficiaries contribute to management efforts to protect the fishery's sustainability, or help offset the opportunity cost shouldered by local fishermen when forgoing fishing in reserves. Given the demonstrable paybacks from management, clear opportunities exist to capture some of the concrete benefits accruing from marine conservation, to generate income for local managers on the ground, and to offset the opportunity cost currently borne by communities. Eco-certification of fisheries being managed by communities provides one way of increasing the financial incentive for communities and buyers alike to adopt sustainable management practices. The octopus fishery of southwest Madagascar is amongst the first traditional fisheries in Africa to be engaged in the Marine Stewardship Council (MSC) fishery certification process, in an attempt to gain access to more lucrative export markets that in turn impose stringent demands on ecological sustainability. Two other Malagasy fisheries are also now working with MSC, the world's largest certifier of environmentally-sustainable seafood, giving encouraging signs of growing industry awareness of the business benefits of sustainable fisheries management.

As long as a market exists, coastal communities – as sellers of ecosystem services – could be compensated for their effective resource management by existing ecosystem service buyers, giving fishing communities economic incentives, as well as the financial means, to conserve ecosystems that underpin their livelihoods and support biodiversity. Beyond fisheries, myriad other untapped potential revenue sources exist from the goods and services provided by coastal ecosystems, from storm protection and waste filtration to timber provision from mangroves. There is even potential for carbon markets to be adapted to incorporate coastal vegetation: a new research initiative in Menabe and Melaky is working to assess the feasibility of Madagascar linking the conservation of its mangrove and coastal wetland habitats to international carbon markets, as a means of bringing sustainable 'Blue Carbon' conservation finance through an (as yet hypothetical) marine REDD+ mechanism.

Whether from fisheries certification or carbon sequestration, all such approaches share the common theme of realising the economic value of marine natural capital as a sustainable long-term provider of ecosystem services, rather than as a finite resource to be felled or fished to depletion. Clearly, some such

'payment for ecosystem services' transactions are unlikely to evolve beyond theoretical frameworks or voluntary markets, but for the less fanciful ventures closer to short term market reality, the overriding advantage of business-based approaches to protecting marine biodiversity is their financial self-sufficiency and rapid scalability. Without drawing on any donor aid such conservation finance models can potentially allow for replication wherever there is a buyer. Further, revenues are constant as long as the underlying market remains favourable, overcoming the fateful project end date, the death knell for so many donor dependent marine protection initiatives. Similarly, the internal economic incentive strategy gives communities a motivation to participate in and maintain local management institutions in the long-term; put simply, if the local users' association is increasing fishing revenues, then why not maintain it?

Hence the toolkit of today's marine conservationist must now extend far beyond social and marine sciences to encompass social entrepreneurship, since it is our responsibility and overriding challenge to identify achievable income-generating opportunities to capture some of the diverse benefits accruing from sustainable marine management. The humbling task for the conservation entrepreneur will be to make the case that the short-term benefits of felling the last mangrove tree are eclipsed 100-fold by the proven financial benefits of safeguarding the forest – until this is achieved, communities battling poverty, climate change and collapsing fisheries can have little incentive to change the status quo. And where the economic case cannot be made for the utilitarian value of marine biodiversity, it is down to Madagascar's growing marine conservation community to ensure that limited available donor funds are directed in a unified and coherent manner, based on coordinated dialogue between stakeholders.

THE ROAD AHEAD

Any move towards marine environmental sustainability must first reconcile the critical needs of Madagascar's coastal people. From family planning to improved education and livelihood diversification, marine conservation today is far more about poverty alleviation than it is about tallying taxa. Only by working for and alongside local communities can conservation efforts be truly sustainable and expandable. Moreover, given Madagascar's precarious political and economic outlook, implementation of socially-viable low cost management initiatives, as exemplified by Madagascar's growing LMMA network, represents the only realistic path to scaling conservation to develop resilient networks of marine protected areas. Robust local management is currently the only viable and truly replicable solution to achieving the 30% target, without which Madagascar cannot hope to contend with the pressures of population growth and climate change.

Successful local management efforts, however, can be completely undermined by outsider influences exploiting marine and coastal resources. On the water, itinerant 'artisanal' fishers, operating with motors and 'barrage' nets, sponsored sea cucumber dive teams equipped with scuba, industrial trawlers and illegal, unreported and unregulated fishing activities all present growing threats to coastal communities' ability to manage their coasts (Cripps 2009). Increasing competition between large industrial fleets and small scale fisheries will inevitably lead to increased marginalisation of small scale fish-

ers (Pauly 2006). Onshore, communities face a similar slew of threats, often from developments of questionable legality. From loss of traditional coastal land for contentious hotel developments, to the devastating impacts of guano mining on small islands, locals can do little to control these outside forces, since activities authorised at a higher level will inevitably have the upper hand against local efforts. Current centralised decision-making mechanisms invariably hold sway over the voices of isolated coastal communities, no matter how united community groups may be. Clearly, therefore, the goal of achieving sustainable coastal management cannot be led by communities and the private sector alone. Policy must meet civil society half way, and truly give the means to local managers to control and defend their resources.

The creation in 2009 of a national cross-sector integrated coastal management committee (CN-GIZC) is an auspicious step towards improving decentralised decision-making and providing a coordinated national framework within which conservation activities can be embedded. The body incorporates a subcommittee whose monthly meetings focus exclusively on ecosystem management issues, and CN-GIZC's 5-year action plan specifically highlights as an over-riding objective the need to improve the economic condition of coastal communities (CN-GIZC 2010). Further supporting the growth in local coastal management, recent years have seen considerable strengthening of marine programmes within the country's three largest international conservation NGOs, and new organisations have developed focusing on marine protection, habitat restoration, aquaculture, education and research. This new civil society movement has become increasingly vocal around marine and coastal issues, and can play an influential role in advocacy and lobbying.

Looking ahead, as conservationists, the time has come to look beyond protecting marine biodiversity for the intrinsic value of coral reefs. We need to focus on demonstrating the value of healthy marine and coastal ecosystems as the building blocks of a sustainable future for communities that respect and guard their resources. If properly managed, Madagascar's vast EEZ, incorporating diverse coastal and offshore fisheries, could provide a secure long-term source of food security and foreign exchange. Our challenge is to prove this in real economic terms; showing what well-managed marine biodiversity is worth in terms of the untold and boundless services that healthy ecosystems provide. It is down to us to make this case, and we're working against the clock.

ACKNOWLEDGEMENTS

My sincere thanks go to Garth Cripps, Kame Westerman, Tantely Tianarisoa, Dimby Razafimpahanana, Raj Roy and three anonymous reviewers for input and invaluable comments on the manuscript.

REFERENCES

- Ahamada, S., Bijoux, J., Cauvin, B., Hagan, A. B., Harris, A., Koonjul, M., Meunier, S. and Quod, J.-P. 2008. Status of the coral reefs of the South-West Indian Ocean Island States: Comoros, Madagascar, Mauritius, Reunion, Seychelles. In: Status of the Coral Reefs of the World. Wilkinson, C.R. (ed.), pp 73–79. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville.
- Andriamalala, G. and Gardner, C. J. 2010. L'utilisation du *dina* comme outil de gouvernance des ressources naturelles: leçons tirés de Velondriake, sud-ouest de Madagascar. *Tropical Conservation Science* 3, 4: 447–472.
- Ateweberhan, M. and McClanahan, T. R. 2010. Relationship between historical sea-surface temperature variability and climate change-induced coral mortality in the Western Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 60: 964–970. (doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.033)
- Balmford, A., Gravestock, P., Hockley, N., McClean, C. J. and Roberts, C. M. 2004. The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 101, 26: 9694–9697. (doi: 10.1073/pnas.0403239101)
- Benbow, S., Harris A. and Humber F. In Press. Managing Madagascar's octopus fisheries. In: *Proceedings of the Workshop on Octopus cyanea fisheries*, 6-7 April 2011, Toliara. Blue Ventures Conservation, London.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G. A. B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J. F., Mittermeier, C. G., Pilgrim, J. D. and Rodrigues, A. S. L. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58–61. (doi: 10.1126/science.1127609)
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M. and Perry, A. (eds.) 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute (WRI), Washington, D. C. http://pdf.wri.org/reefs_at_risk_revisited.pdf >downloaded 25 April 2010.
- Cinner, J. 2007. The role of taboos in conserving coastal resources in Madagascar. *SPC Traditional Marine Resource Management and Knowledge Information Bulletin* 22: 15–23.
- Cinner, J., Daw, T. M. and McClanahan, T. R. 2009a. Socioeconomic factors that affect artisanal fishers' readiness to exit a declining fishery. *Conservation Biology* 23, 1: 124–130. (doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01041.x)
- Cinner, J., Fuentes, M., Randriamahazo, H. 2009b. Exploring social resilience in Madagascar's marine protected areas. *Ecology and Society* 14, 1: 41.
- Cinner, J., Folke, C., Daw, T. and Hicks, C. 2011. Responding to change: using scenarios to understand how socioeconomic factors may influence amplifying or dampening exploitation feedbacks among Tanzanian fishers. *Global Environmental Change* 21, 1: 7–12. (doi:10.1016/j.gloenvcha.2010.09.001)
- Cripps, G. 2009. *Understanding migration amongst small-scale fishers in Madagascar*. Blue Ventures Conservation, London. <<http://blueventures.org/images/downloads/research/understanding-migration-%20jan11.pdf>> downloaded 25 April 2011.
- Cripps, G. 2010. *Feasibility study on the protection and management of the Barren Isles ecosystem, Madagascar*. Blue Ventures Conservation, London.
- Comité National pour la Gestion Intégrée des Zones Côtières (CN-GIZC). 2010. *Plan d'actions national pour la gestion intégrée des zones côtières: premier programme national de gestion intégrée des zones côtières, 2011–2015*. CN-GIZC, Gouvernement de la République de Madagascar, Antananarivo.
- Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO). 2008. *Fishery Country Profile, The Republic of Madagascar*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Gell, F. R. and Roberts, C. M. 2002. The fishery effects of marine reserves and fishery closures. WWF-US, Washington, D. C.
- Giri, C. P. and Muhlhausen, J. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics in Madagascar (1975–2005). *Sensors* 8: 2104–2117. (doi: 10.1111/j.1365-2699.2007.01806.x)
- Government of Madagascar (GoM) 2007. *Madagascar Action Plan Commitment Seven: Cherish the Environment*. Présidence de la République, Government of Madagascar, Antananarivo.
- Harris, A. 2007. "To live with the Sea" Development of the Velondriake community-managed protected area network, southwest Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 2: 43–49.
- Harris, A., Manahira, G., Sheppard, A., Gough, C., Sheppard C. 2010. Demise of Madagascar's once great barrier reef - change in coral reef condition over 40 years. *Atoll Research Bulletin* 574: 1–18.
- Harris, A., Mohan, V., Flanagan, M. and Hill, R. In press. Integrating family planning service provision into community-based marine conservation. *Oryx*.
- Institut National de la Statistique (INSTAT). 2007. *Estimations de la population de Madagascar*. Institut National de la Statistique de Madagascar, Antananarivo.

- Institut National de la Statistique (INSTAT) & ICF Macro 2010. Enquête démographique et de santé de Madagascar 2008–2009. INSTAT et ICF Macro, Antananarivo.
- IUCN. 2005. Benefits Beyond Boundaries. Proceedings of the Vth IUCN World Parks Congress. IUCN, Gland.
- Johannes, R. E. 1978. Traditional marine conservation methods in Oceania and their demise. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9: 349–364. (doi:10.1146/annurev.es.09.110178.002025)
- Laroche, J., and Ramananarivo, N. 1995. A preliminary survey of the artisanal fishery on coral reefs of the Tulear Region (southwest Madagascar). *Coral Reefs* 14: 193–200. (doi:10.1007/BF00334341)
- Laroche, J., Razanoelisoa, J., Fauroux, E., and Rabenevanana, M. W. 1997. The reef fisheries surrounding the south-west coastal cities of Madagascar. *Fisheries Management and Ecology* 4: 285–299. (doi:10.1046/j.1365-2400.1997.00051.x)
- Le Manach, F., Gough, C., Harris, A., Humber, F., Harper, S. and Zeller, D. In press a. Unreported fishing, hungry people and political turmoil: the recipe for a food security crisis in Madagascar? *Marine Policy*.
- Le Manach, F., Gough, C., Humber, F., Harper, S. and Zeller, D. In press b. Reconstruction of total marine fisheries catches for Madagascar (1950–2008). In: *Fisheries catch reconstructions: Islands, Part II*. S. Harper and D. Zeller (eds.), *Fisheries Centre Reports* 19. Fisheries Centre, University of British Columbia, Victoria. (doi: 10.1016/j.marpol.2011.05.007)
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: 'Hotspots' in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 1–20.
- Myers, N. 2003. Biodiversity hotspots revisited. *BioScience* 53: 916–917. (doi:10.1641/0006-3568(2003)053[0916:BHR]2.0.CO;2)
- Ostling, J. L., Butler, D. R. and Dixon, R. W. 2009. The biogeomorphology of mangroves and their role in natural hazards mitigation. *Geography Compass* 3, 5: 1607–1624. (doi:10.1111/j.1749-8198.2009.00265.x)
- Pauly, D. 2006. Major trends in small-scale marine fisheries, with emphasis on developing countries, and some implications for the social sciences. *MAST* 4, 2: 7–22.
- REBIOMA 2011. Réseau de la Biodiversité de Madagascar. <<http://www.rebioma.net>> accessed 25 April 2011.
- Roberts, C. M., McClean, C. J., Veron, J. E. N., Hawkins, J. P., Allen, G. R., McAllister, D. E., Mittermeier, C. G., Schueler, F. W., Spalding, M., Wells, F., Vynne, C. and Werner, T. B. 2002. Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science* 295: 1280–1284. (doi:10.1126/science.1067728)
- Robinson, G. and Pascal, B. 2009. From hatchery to community – Madagascar's first village-based holothurian mariculture programme. *SPC Beche-de-mer Information Bulletin* 29: 38–43.
- Vasseur, P. 1997. Ecosystèmes côtiers en danger dans la région de Tuléar: analyse des agressions humaines et problèmes de gestion. *Milieux et sociétés dans le Sud-Ouest de Madagascar (collection Iles et Archipels)*. CRET/Institut de Géographie-Université de Bordeaux III 23: 97–120.
- Veron, J. E. N. and Turak, E. 2005. Zooxanthellate scleractinia of Madagascar. In: *A rapid marine biodiversity assessment of the coral reefs of northwest Madagascar*. S. A. McKenna and G. R. Allen (eds.), pp 23–25. Conservation International, Washington, D. C.
- Veron, J. E. N., Devantier, L. M., Turak, E., Green, A. L., Kininmonth, S., Stafford-Smith, M. and Peterson, N. 2009. Delineating the Coral Triangle. *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies* 11: 91–100.
- World Bank 2011. Madagascar economic update: aid effectiveness during political instability – a look at social sectors. The World Bank, Washington, D. C.
- World Resources Institute (WRI) 2003. *EarthTrends: coastal and marine ecosystems, Madagascar*. World Resources Institute, Washington D.C.

ARTICLE

Dynamique institutionnelle des transferts de gestion dans le corridor Fandriana-Vondrozo

Thierry Ganomanana^{I*}, Dominique Hervé^{II*} et Solo Randriamahaleo^{III}

Correspondence:

Thierry Ganomanana

Programme Modélisation pour l'Environnement à Madagascar (MEM): Université de Fianarantsoa, Institut de Recherche pour le Développement, Tanambao, B.P. 1487, Fianarantsoa 301, Madagascar

E-mail: thierry.ganomanana@yahoo.fr

RÉSUMÉ

Près de 10 ans après leur création, le fonctionnement des transferts de gestion mérite d'être mieux compris. Le long du corridor forestier Fandriana-Vondrozo, sur le versant oriental de Madagascar, nous analysons la dynamique depuis 2001 des institutions qui sont parties prenantes du système de conservation, aussi bien des institutions pérennes que sont les communautés de base (COBA), le service des Eaux et Forêts et les communes que des institutions éphémères que sont les ONG. Les 82 dispositifs de transfert de gestion décrits en 2007 ont été traités par une analyse factorielle des correspondances multiples. Les COBA créées par vagues successives ont été discriminées en fonction de leur objectif, qu'il soit de pure conservation ou à valorisation économique. Les ONG apparaissent avec leur propre stratégie pour soutenir les COBA d'où leur rôle prépondérant dans la compensation économique mais limité à la durée de leur financement. À partir de la répartition des types de COBA sur leur territoire, les communes pourraient intégrer la conservation de la forêt dans leur plan de développement. Après le transfert, les services des Eaux et Forêts maintiennent un rôle de contrôle et de sanction en dernier recours. Le fonctionnement de cette chaîne de quatre institutions, mouvantes mais hiérarchisées par rapport à la gestion, n'est assuré qu'à condition qu'aucun maillon ne cède et que la pérennité soit assurée.

ABSTRACT

Ten years after their creation, the operation of the community-based natural resource management policy named 'transfert de gestion' – the 1996 GELOSE law (applied to any kind of natural resources), and the 2001 GCF decree (only applied to forests) – remains little understood. The forest corridor linking Ranomafana and Andringitra National Parks has been extended south, and since 2006 the Fandriana-Vondrozo Corridor has been established as a new protected area within the Madagascar Protected Area System. Eighty-two sites of *transfert de gestion* have been created since 2001 in the Fandriana-Vondrozo Corridor and

are managed by local community associations named COBA. Management is determined by law but is locally adapted to each site. We analyze the dynamic of the community forest management system using six variables and 19 modes: year of creation (five modes), legal form of management (two modes), locality (two modes), principal NGO partners (five modes), management objective (two modes), and surface area of the transferred site (three modes). There are four institutions in charge of forest management: local community associations (COBA), which manage the forest in their territory; the Forest Service (Eaux et Forêt) representing the State, which controls this management; the commune, the smallest decentralized unit of the State, which manages the whole communal territory including forests; and NGOs, which facilitate the process. In order to investigate institutional tendencies, the sites of *transfert de gestion* are analyzed using Multiple Correspondence Analysis. The sites are distributed in the first two factorial plans with percentage variance of 18.5% and 15.8% according to their objectives: 1) pure conservation, and 2) economic development. Three types of NGO are distinguished by the form and duration of their support to COBA. The NGOs with greatest weight in the process are those which support the *transfert de gestion* with economic compensation. A typology of each commune was defined as a function of the types of support provided by NGOs to COBA. The ratio of transferred area to commune area provides a measure of the importance that the commune gives to COBA. The operation of this four-institution management system is weakened by the permanent changes in the Forest Service structure and, more generally, by any institutional failure. The range of institutions involved, however, provides an insurance for sustainable management.

MOTS CLEFS : COBA, communautés de base, corridor forestier, ONG, transfert de gestion.

KEYWORDS: COBA, community associations, forest corridor, NGO, *transfert de gestion*.

^I Phone: +(261) 34 15 595 00.

^{II} Programme MEM et IRD, UMR220 (IRD, UPV-UM3), Ambatoroka, BP 434, Antananarivo 101, Madagascar. Email: dominique.herve@ird.fr, Phone: +(261) 34 66 382 49.

^{III} Programme MEM et Faculté des Sciences, Université de Fianarantsoa, BP 1264, Fianarantsoa 301 Madagascar, solo.randriamahaleo@gmail.com. Phone: +(261) 34 01 226 31.

* These two authors are contributing equally.

INTRODUCTION

L'objectif d'un transfert de gestion est de « permettre la participation effective des populations rurales à la conservation durable des ressources naturelles renouvelables [...] comprises dans les limites de leur terroir » (République de Madagascar 1996). Il s'agit d'un processus dans lequel la gestion (exploitation et préservation) des ressources naturelles d'une propriété domaniale est transférée de l'administration des Eaux et Forêts à une association locale dénommée Communauté de Base (COBA) ou *Vondron' Olona Ifotony* regroupant les exploitants des ressources naturelles (République de Madagascar 2002). Le transfert est entériné dans un contrat signé entre l'État, représenté par le Service des Eaux et Forêts nommé « service forestier », la COBA et, selon les contrats, la commune. La question est de savoir comment fonctionnent ces transferts de gestion sur la durée depuis leur création et d'en déduire des scénarios d'évolution pour les années à venir. Nous posons comme hypothèse que la durabilité des transferts de gestion est liée à la dynamique institutionnelle et qu'une partie de la variabilité s'explique par l'influence des ONG.

Dans le corridor forestier Fandriana-Vondrozo, nous retraçons la dynamique des transferts de gestion à travers les institutions qui sont parties prenantes en considérant le fonctionnement de ce système de contrôle de la conservation. Cette réflexion engage des acteurs de la thématique de l'environnement, de la modélisation et des institutions afin de parvenir à un point de vue commun pour le bien être de toutes les entités concernées, en particulier les villageois et la forêt elle-même.

Madagascar est un des pays qui a la plus vieille histoire portant sur la protection de la nature (Bertrand et al. 2009). La politique répressive et d'exclusion qui avait été adoptée au cours de l'époque coloniale ayant conduit à une impasse (Coudreau 1937), une réorientation de la politique forestière a été engagée à partir des années 1980 (Bertrand et al. 2007) pour conduire au Programme National d'Action Environnemental (PNAE) divisé en trois phases de cinq ans (Mercier 2006) :

- la phase 1 ou Programme Environnemental (PE) 1 (1991-1996) avait pour objectif de mettre en place les fondations institutionnelles et les actions de conservation les plus urgentes (Andriamahefazafy et Meral 2004) ;
- la phase 2 ou PE 2 (1997-2002/2003) avait pour objectif d'intensifier le programme précédent et de rendre opérationnelle la décentralisation de la gestion des ressources naturelles (Andriamahefazafy et Meral 2004). Préparée par une cellule de l'office nationale de l'environnement issue des travaux du PNAE, la loi 96-025 relative à la gestion locale sécurisée, dite loi GELOSE, a été promulguée en 1996 ; elle s'applique aux différents types de ressources renouvelables. Puis le décret relatif à la gestion contractualisée des forêts, dit décret GCF, a été adopté en 2001 et accélère la mise en œuvre de la démarche GELOSE dans le cas des forêts (Serpantié et al. 2008). Compte tenu des événements politiques de 2002, le PE 2 a duré six ans au lieu des cinq ans prévus ;
- la dernière phase ou PE 3 (2004-2009) avait pour objectif de « développer le réflexe environnemental chez tous les acteurs » (Andriamahefazafy et Meral 2004) pour pérenniser la gestion des ressources.

Depuis les années 1980, les préoccupations environnementales prenaient de plus en plus d'importance dans la conception de la politique publique afin de préserver et de valoriser la mégabiodiversité malgache (Marcus et al. 1999, Blanc-Pamard et al. 2003, Andriananja et al. 2004, Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa 2007). Dans ce contexte, le transfert de gestion a toujours été présenté comme un mode alternatif de création institutionnelle pour concilier développement et conservation (Weber 1998, Blanc-Pamard 2008) en même temps qu'une alternative prioritaire pour lutter contre le défrichement et la déforestation (MINENVEF 2004). Le processus de création de sites pour le transfert de gestion se déroulait avec la préparation et l'implication de plusieurs institutions dont la COBA, la commune et le service forestier qui sont des entités pérennes et les ONG qui sont par contre des entités transitoires (Ganomanana 2008). À partir de la mise en vigueur de la loi portant sur le transfert de gestion, des contrats ont été signés avec des caractéristiques propres en fonction des institutions qui appuyaient la phase initiale.

Le corridor forestier de Fandriana-Vondrozo est situé dans la portion Est Sud-Est de l'île et couvre une superficie de l'ordre de 499 600 ha en s'étendant sur une bande de près de 400 km de long et de 5 à 15 km de large (Figure 1). Le corridor initial qui avait été considéré en 1995 pour relier les deux parcs de Ranomafana et de l'Andringitra, a été étendu au Sud afin de relier la Réserve Spéciale du pic d'Ivohibe en 2005, pour devenir à partir de 2006, une Nouvelle Aire Protégée (NAP) qui s'étend ainsi de Fandriana au Nord jusqu'à Vondrozo au Sud (Figure 1). Les NAP ont été conçues dans le Système des Aires Protégées de Madagascar (Cardiff et Andriamanalina 2007) pour conserver les habitats forestiers tout en contribuant au développement économique. Nous nous intéressons ici à l'étude des transferts de gestion dans le corridor forestier de Fandriana-Vondrozo, qui est la cible majeure des initiatives de développement rural et de gestion des ressources naturelles des régions Haute Matsiatra et Vatovavy-Fitovinany de l'ex-province de Fianarantsoa (Anonyme 2007). La forêt de cette zone est connue pour être menacée, de sorte qu'un diagnostic détaillé a été réalisé afin de décider des actions à mener.

MÉTHODES

Nous avons obtenu des données portant sur la création de sites de transfert de gestion entre 2000 et 2007 auprès de l'ERI (EcoRegional Initiatives) et de la Direction Interrégionale des Eaux et Forêts (DIREEF) qui recensent 82 sites de transferts de gestion. Ces deux sources de données ont été confrontées afin d'établir un ensemble complet et corrigé des données contradictoires. Dans un but d'exploration de données, nous avons cherché à croiser toutes les variables disponibles, qu'elles soient qualitatives ou quantitatives. Nous avons adopté l'analyse statistique descriptive, à savoir l'Analyse Factorielle de Correspondances Multiples (AFCM).

Nous avons à notre disposition des données portant sur neuf variables qui étaient (1) le type de transfert de gestion, (2) la localité, (3) l'année de signature du contrat, (4) l'ONG partenaire, (5) l'objectif, (6) la taille de la COBA, (7) le type de forêt, (8) la conservation et (9) le droit d'usage. Les informations portant sur le type de forêt se sont avérées peu fiables avec des catégories aux limites floues et des terminologies inexactes. Ainsi, la forêt naturelle était distinguée de la forêt dense et humide

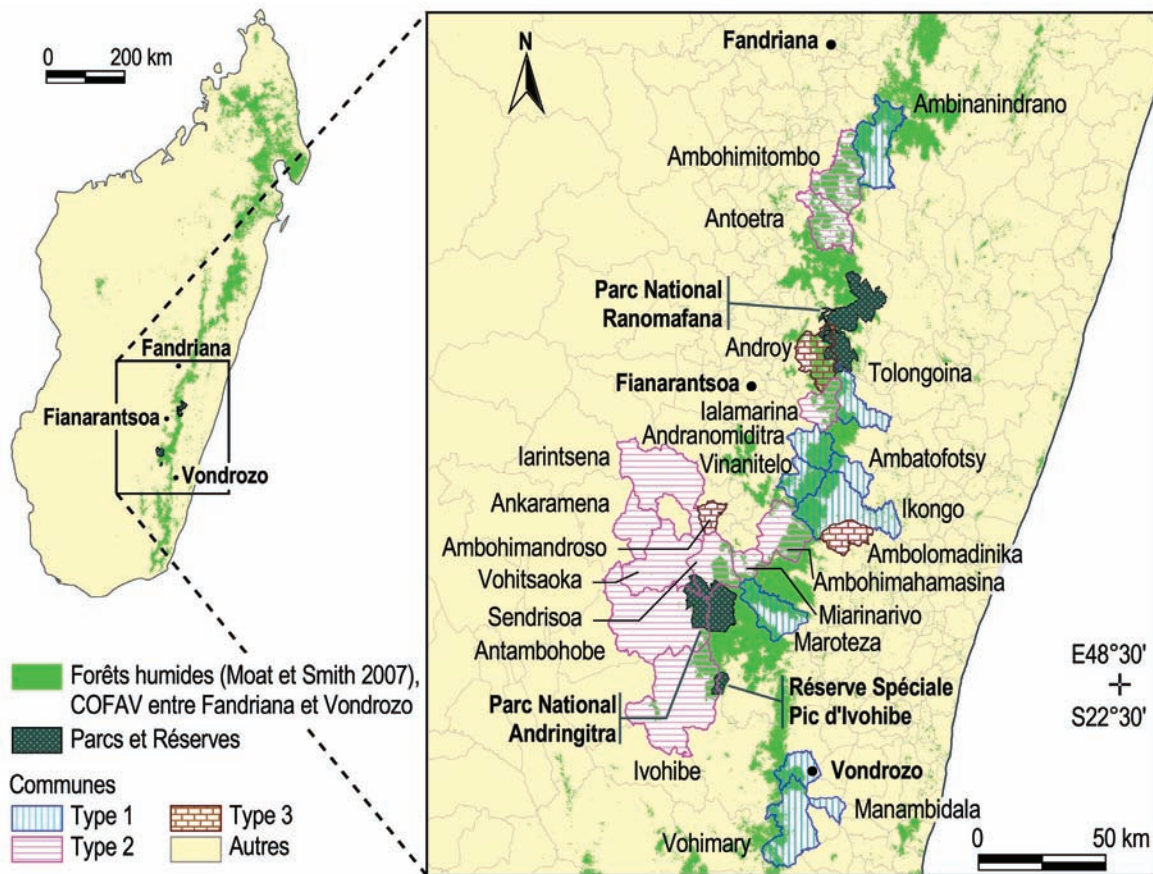


FIGURE 1. Typologie des COBA dans les communes du corridor forestier Fandriana-Vondrozo.

sur des critères peu précis. En même temps nous relevons que des surfaces désignées comme des forêts secondaires englobaient aussi des zones ouvertes faiblement arborées et des zones herbeuses. La forêt mixte sensée regrouper des forêts secondaires et des forêts primaires n'était pas clairement délimitée. Nous avons ainsi décidé de ne pas prendre en compte cette variable portant sur le type de forêt dans l'analyse. Suite à un premier traitement, les variables 'conservation' et 'droit d'usage' ont été retirées de l'analyse car elles sont apparues dans les sites avec un taux de similarité de 90 %, de sorte qu'elles ne contribuaient pas aux axes factoriels. Nous avons finalement considéré les valeurs des six autres variables descriptives pour chaque site. Nous avons procédé à la transformation des variables quantitatives en variables qualitatives pour obtenir 19 modalités construites de manière à ce que les effectifs des modalités d'une variable soient équilibrés (Tableau 1). Dans le cas du type de transfert de gestion, nous avons ainsi 37 cas de « Gestion locale sécurisée » et 45 cas de « Gestion contractualisée des forêts » pour les 82 sites considérés. Nous avons alors produit un tableau disjonctif complet en croisant les sites en ligne et les modalités en colonne, en attribuant une valeur de 1 pour indiquer la correspondance et une valeur de 0 dans le cas contraire. La somme en ligne est alors le nombre de modalités de l'individu et la somme en colonne représente l'effectif de chaque modalité (Lebart et al. 1997). Nous avons traité ce tableau avec le logiciel Statbox (issu des versions STATITCF et distribué par Logi Labo) qui sélectionne les données dans des fichiers Excel où sont placés les résultats et les graphiques.

L'AFCM permet de traiter des tableaux de données numériques définissant pour un certain nombre d'individus (en lignes) des variables et des modalités. L'AFCM est un outil descriptif d'interprétation de tableaux de fréquence (tableaux disjonctifs complets) qui permet la visualisation et l'interprétation des liaisons ou correspondances entre un ensemble d'individus et un ensemble de variables, avec des indications sur la qualité de ces représentations (Benali et Escofier 1987). On construit le tableau de contingence de Burt qui croise les modalités (à la fois en ligne et en colonne) et indique dans chaque case l'effectif portant simultanément les deux modalités (Benali et Escofier 1990). Dans un plan factoriel, on interprète la proximité entre modalités de variables différentes en termes d'association avec des modalités proches lorsqu'elles concernent globalement les mêmes individus. La proximité entre modalités d'une même variable s'interprète en termes de ressemblance entre les groupes d'individus qui les ont choisies par rapport à d'autres variables actives (Dervin 1988). Dans le cadre de l'AFCM, la variance totale n'a pas d'interprétation statistique, mais c'est le pourcentage de variance expliquée par axe qui indique son poids (Statbox 6.7 2006). Les valeurs propres permettent de quantifier la part de l'information expliquée par les différents axes. C'est à partir des valeurs propres que nous pouvons choisir le nombre d'axes à conserver, axes sur lesquels seront projetés le nuage de points des lignes et le nuage de points des colonnes (Lebart et al. 1997). L'interprétation du nuage de points sur le plan factoriel permet de distinguer des groupes de points, mais cette visualisation sur le plan présente une limite car le nombre d'axes significatifs est supérieur à deux.

TABLEAU 1. Variables et modalités décrivant les transferts de gestion

Variabiles	Modalités
Type de transfert de gestion	Gestion contractualisée des forêts ; Gestion locale sécurisée
Localité	Est (Tanala) ; Ouest (Betsileo)
Année	2001 ; 2002 ; 2003 ; 2004 ; 2005 (pour les années 2005 à 2007)
ONG partenaires de COBA	ERI ; SAGE ; WWF ; CAF ; autres (CI, FIANTSO ARC, ONE AGERAS, SAHA)
Objectif	Valorisation 1 (écotourisme, exploitation forestière) ; Valorisation 0 (conservation pure)
Surface transférée à la COBA	Petite (\leq 800 ha) ; Moyenne (800 ha-1500 ha) ; Grande (\geq 1500 ha)

Pour compléter l'AFCM, nous avons utilisé la méthode de classification automatique des K-mean ou méthode des centres mobiles. Dans le cas de variables qualitatives, nous considérons les coordonnées des individus sur les axes factoriels obtenus comme de nouvelles variables (Statbox 6.7 2006). Chaque classe homogène obtenue contient donc les observations qui se rapprochent le plus d'un certain prototype.

RÉSULTATS

Nous avons pu établir la dynamique et la typologie des institutions en procédant à l'analyse des données suivant trois étapes avec l'élaboration du tableau de Burt, la projection de sites sur les deux premiers axes factoriels de l'AFCM puis la classification automatique sur les trois premiers axes factoriels. L'analyse de chaque institution repose d'une part sur les résultats de l'AFCM ou de la classification et d'autre part sur des croisements de variables spécifiques.

Le nombre de COBA créés annuellement augmente au cours des premières années, de 6 en 2001, 20 en 2002 à un maximum de 32 en 2003 puis décroît avec 17 en 2004, 4 en 2005, 2 en 2006, 1 en 2007. Depuis 2004, le nombre de transferts de gestion a diminué dans le corridor Fandriana-Vondrozo et même si un petit nombre de sites avait encore été créé à partir de 2005, nous avons remarqué la fin d'une étape des transferts de gestion qui correspondait à la mise en place du Système des Aires Protégées de Madagascar dans le corridor Fandriana-Vondrozo. Le tableau de Burt correspondant au croisement entre les modalités nous a permis de comparer le nombre de COBA entre les modalités d'une même variable. Les COBA étaient plus nombreuses à l'Est qu'à l'Ouest du corridor et celles de petite taille étaient plus nombreuses que celles de grande taille (Figure 2). Selon toute attente, les contrats GCF étaient mieux représentés que les contrats GELOSE, tout simplement du fait que la gestion dans un corridor forestier concerne essentiellement la forêt. Les ONG qui appuyaient les COBA avaient des stratégies propres conformément à leur objectif et leur option en matière d'environnement. Le croisement entre les cinq modalités des ONG et les autres modalités a montré comment les ONG intervenaient pour appuyer les COBA. Les ONG CAF et SAGE sont mieux représentées à l'Est qu'à l'Ouest contrairement au WWF. L'ERI appuie le même nombre de transferts de gestion sur les deux versants du corridor (Figure 2).

Les ONG partenaires se répartissent dans les trois tailles de COBA car les surfaces mises en défens sont définies par la population riveraine. CAF et ERI n'appuient que les contrats GCF,

contrairement à SAGE qui n'appuie que les contrats GELOSE, alors que le WWF appuie davantage la GELOSE que le GCF, comme les autres partenaires décrits dans le Tableau 1. Les ONG CAF et SAGE affichent un objectif de conservation pure dans les sites qu'elles appuient, qui sont de fait peu accessibles et où l'écotourisme serait difficile à mettre en œuvre. Or Belvaux et Rabearisoa (2006) rappellent que la valorisation économique est essentielle pour assurer l'adhésion des communautés au dispositif de gestion décentralisée des ressources naturelles.

Les quatre premiers axes factoriels de l'AFCM montrent des pourcentages de variance de 18,5, 15,8, 12,1 et 10,6%. L'ensemble des variables apparaît bien représenté sur les deux premiers axes (34,3%); le seuil des valeurs-test des modalités indiquant leur contribution à un axe est fixé à 0,05. Nous avons ainsi décrit les variables et les individus sur les deux premiers axes factoriels :

- axe 1 défini par l'opposition entre des modalités très éloignées à partir de leur valeurs-test : Valorisation 1 (7,35), Ouest (5,97), Autre Partenaire (5,82), 2005 (5,3), Petite COBA (3,32) et WWF (2,92) opposé à Valorisation 0 (-7,35), Est (-5,97), CAF (-4,95), 2003 (-3,18) et SAGE (-2,97). L'axe 1 concentre toutes les variables sauf le mode de transfert de gestion qui n'a pas de poids significatif,

- axe 2 défini par l'opposition entre GELOSE (8,24), SAGE (7,50) et 2003 (4,10) d'une part et GCF (-8,24), CAF (-4,70), ERI (-3,37), 2002 (-3,06) et WWF (-2,44) d'autre part. Les variables 'Localité', 'Taille COBA' et 'Valorisation' ne sont plus représentées sur l'axe 2.

Les informations représentées sur les axes 3 (défini par les variables 'Année', 'Localité' et 'ONG Partenaire') et 4 ('Année' et 'Taille COBA') sont en parties incluses dans le premier plan factoriel. Sur la base du premier plan factoriel, en considérant leur rapprochement, nous avons délimité deux groupes d'individus, de part et d'autre de l'axe 2 :

- sites récemment installés à vocation économique,
- sites contemporains du début de la mise en œuvre du transfert de gestion sur le corridor à vocation de conservation.

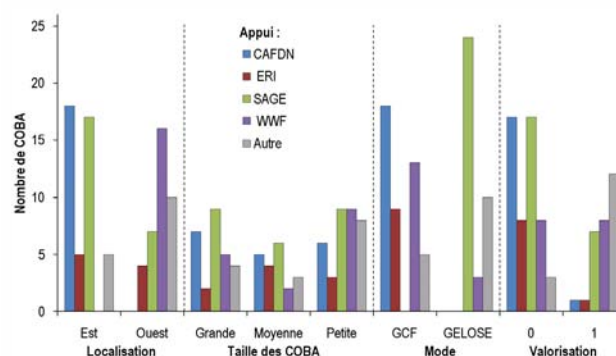


FIGURE 2. Distribution des ONGs selon les modalités des autres variables décrivant les transferts de gestion du corridor forestier Fandriana-Vondrozo. (CAFND = Cadre d'Appui Forestier Dette Nature, ERI = Ecoregional Initiative, SAGE = Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement, WWF = World Wide Fund for Nature, Autre inclut APMM = Association des Populations des Montagnes du Monde, CCD Namana = Collaboration Commune pour le Développement Namana, CI = Conservation International, ONE AGERAS = Office National de l'Environnement Appui à la Gestion Environnementale Régionalisée et à l'Approche Spatiale et SAHA = Sahan'Asa Hampandrosoana ny eny Ambanivohitra).

Les données ERI 2007 sur l'évolution du nombre de membres des COBA montrent une croissance importante depuis 2004 (2000 membres) jusqu'en 2007 (près de 3000 membres), avec une participation notoire des femmes dans 24 COBA sur le corridor. Nous avons relevé que certaines ONG avaient une implication limitée dans le temps avec une diminution progressive de leur suivi des COBA. L'ERI a changé de stratégie en 2007 en créant des fédérations de COBA basées sur la proximité géographique. Dans ce schéma, la fédération gère le financement de l'ERI qui limite son intervention à l'appui financier et technique. Les ONG jouent un rôle important avant, pendant et après (pour certaines) la signature de contrats de transfert de gestion. On distingue trois types d'ONG selon la phase qu'elles appuient : (1) l'ONG Initiatrice n'intervient pas directement dans le processus de transfert de gestion mais contribue à son financement, de sorte qu'elle coopère avec une ONG d'appui pour la mise en œuvre du transfert de gestion ; (2) l'ONG d'Appui accompagne la COBA depuis la phase de préparation du transfert de gestion jusqu'à la signature du contrat avant de se retirer ; et (3) l'ONG de Développement accompagne le plus longtemps la COBA puisqu'elle intervient, depuis la signature du contrat, pour son encadrement. Les ONG que nous avons étudiées (Tableau 1) sont des ONG d'Appui.

À partir des coordonnées des 82 sites de transfert de gestion sur les trois premiers axes factoriels, nous avons fait ressortir deux classes. La classe 1, centrée sur le site d'Anjà dans la commune d'Iaritsena (Figure 1), constitue un site de conservation à vocation économique et écotouristique. Cette incitation économique était récente et ne concernait que les sites récents accessibles par route. La classe 2 est centrée sur le site de Kianjamiakatra de la commune de Tolongoïna (Figure 1). Elle est formée par les sites qui ont une vocation à la conservation pure et qui sont marqués par leur localisation à l'Est et leur date de création en 2001 et 2002. Nous avons pu distinguer trois types de commune, d'une part des communes qui abritent des sites de classe 1 (Type 1), d'autre part des communes qui abritent des sites de classe 2 (>Type 2) et enfin des communes qui abritent à la fois des sites de classe 1 et de classe 2 (Type 3) pour parvenir à la typologie des communes (Figure 1).

Le service forestier est le service légal de l'État qui est propriétaire des forêts à transférer (principe de domanialité). Ce service appartient au ministère des Eaux et Forêts qui, depuis 2009, a changé plusieurs fois de dénomination, suivant le domaine que l'on cherchait à intégrer dont l'environnement, l'eau et le tourisme. En 2011, le ministère est dénommé Ministère de l'Environnement et des Forêts (MEF) mais ces changements n'ont sans doute pas modifié les tâches du service forestier, stabilité qui devrait être une garantie de la durabilité des transferts de gestion.

DISCUSSION

La dynamique de création des sites pour le transfert de gestion montre que les ONG jouent un rôle important dans le soutien du processus. Dans la mesure où la dynamique des ONG est entièrement liée à leur logique de financement, il est clair que leur présence éphémère doit être prise en compte dans les scénarios de transfert de gestion. Le financement des compensations économiques par ce moyen n'est pas totalement assuré en même temps qu'il est étroitement lié au contexte

socio-politique, comme le montre le pic en 2003 de créations de sites contemporain de la déclaration de Durban, au cours de laquelle le Président de Madagascar a annoncé la décision de tripler la surface des aires protégées.

Les deux groupes de COBA détectés par l'analyse factorielle, à savoir celui qui affiche pour objectif la 'conservation pure' et celui qui affiche la 'valorisation économique', nous montrent comment le financement de projets par les ONG divise les transferts de gestion. L'un de ces groupes reçoit, par intermédiaire de l'ONG, un financement pour assurer la conservation de la nature et l'autre pour une valorisation économique. Or Bertrand et al. (2009) ont montré que les transferts de gestion sans valorisation ne fonctionnent que le temps des interventions lors de leur mise en place et grâce à un encadrement rapproché. Une nouvelle forme de prise d'engagement des ONG devrait donc être sollicitée pour qu'elles s'impliquent davantage dans le processus du transfert de gestion. La durabilité du transfert de gestion serait mieux assurée si les ONG s'engageaient de manière formelle auprès des COBA.

La réalisation des tâches inhérentes au processus de transfert de gestion concerne toutes les entités. L'omniprésence d'ONG, surtout les ONG de développement qui travaillent avec les COBA, est la situation la plus fréquente. Un risque existe donc que la COBA soit abandonnée surtout lorsque l'ONG ne fait qu'appuyer le transfert avec le risque de voir la COBA disparaître totalement. L'enchaînement des tâches existe entre les ONG avec le risque de voir le relais affaiblir les travaux antérieurs, ce relais étant souvent inexistant. La stratégie initiale adoptée par les services forestiers portant sur une surface villageoise raisonnable à transférer à la COBA était pertinente dans le cadre d'un accord prévoyant un essai de trois ans pour l'implication et la participation de la COBA. Cette réflexion était justifiée dans le souci de tendre vers une construction durable et d'éviter de transférer un territoire immense, qui n'aurait plus été gérable. Cette justification reposait également sur le pari d'une adhésion des membres de la COBA à l'objectif de conservation. Or, Blanc-Pamard et Rakoto Ramiarantsoa (2007) observent que le transfert de gestion a été perçu par les paysans comme un retour, ou même une renaissance, des liens avec la (leur) forêt.

L'augmentation du nombre de membres et plus particulièrement la participation féminine peut révéler la détermination et la conscientisation des COBA dans la sauvegarde du milieu qui est le leur puisqu'ils y vivent ou qu'ils vivent par lui. Mais le nombre plus élevé n'implique pas nécessairement une meilleure participation comme le montrent les travaux de Blanc-Pamard et Fauroux (2004) dans ce qu'ils appellent « l'illusion de la participation ». Il convient cependant de signaler que la persistance des feux de brousse et des défrichements devra être analysée dans quelques années sur l'ensemble des territoires des COBA. Pendant les périodes d'instabilité politique à Madagascar, la défaillance de la gestion forestière est généralement révélée de manière flagrante. La réglementation inhérente au transfert de gestion avec ses interdictions dictées par les lois est alors détournée par les paysans lorsque le pays vit une situation anormale. Certains exploitants profitent de cette situation pour procéder à une exploitation abusive des forêts en dehors de tout cadre de contrôle. Les défaillances de l'État sont souvent catastrophiques pour la biodiversité des aires protégées (Karsenty et Fournier 2008, Bertrand et al 2009).

Plusieurs facteurs conditionnent le bon fonctionnement d'un transfert de gestion, dont les contraintes propres aux institutions. Entre Service technique et COBA par exemple, on peut être amené à questionner la durée d'existence de la COBA sachant qu'une évaluation a été planifiée trois ans après le début du processus de transfert mais qu'elle n'a pas été réalisée par le service forestier dans les temps requis. La création actuelle d'une fédération des COBA, sensée être indépendante, est assez difficile à concrétiser car les fédérations des COBA n'arrivent pas à surmonter les problèmes relatifs à l'acquisition des matériels et surtout l'accès aux financements de chaque COBA. Cette nouvelle création ne garantit pas automatiquement la durabilité du système de conservation.

On peut se demander si le Plan Communal de Développement prend en compte le transfert de gestion. Si tel était le cas, ceci montrerait une plus grande implication de la commune dans la gestion des ressources sur son territoire. Dans le contexte actuel, la conservation tend vers la création d'un nouveau type d'aires protégées, dont la gestion est jugée plus souple et moins coûteuse que celle des aires protégées traditionnelles (parcs nationaux, réserves spéciales, site de transfert de gestion) (Bertrand et al. 2009), et augmente le nombre de parties prenantes. En considérant le fonctionnement antérieur, cette nouvelle configuration avec plusieurs acteurs principaux et plusieurs acteurs intermédiaires assurerait une plus grande diversité, une nécessaire distribution des tâches, et en fin de compte une plus grande durabilité.

CONCLUSION

L'étude multi-variée nous a permis d'appréhender la dynamique d'installation des sites de transfert de gestion ainsi que la dynamique des institutions du système de conservation le long du corridor Fandriana-Vondrozo. Deux groupes de sites ont ainsi été discriminés, l'un à vocation économique et l'autre, à vocation de conservation de la nature, ces groupes étant en partie liés par la nature de l'engagement des ONG dans la gestion. Le choix du mode de transfert dépend plutôt de la stratégie des ONG. Dans la conservation, il apparaît que les paysans ont une responsabilité directe mais que le va-et-vient institutionnel a également son poids dans le fonctionnement de la chaîne des institutions chargées de la conservation.

Quantitativement les transferts de gestion sont nombreux le long du corridor Fandriana-Vondrozo. Dans cette région, l'interdépendance entre le développement durable, la conservation de la forêt, l'avenir du transfert de gestion et l'amélioration du niveau de vie de la population rurale est forte mais chacune de ces entités a des tendances différentes qu'il s'agit cependant de concilier. Cette étude a surtout abordé les aspects quantitatifs mais le transfert de gestion mérite certainement une étude qualitative pour appréhender l'ensemble des objectifs fixés pour la conservation et les délais dans lesquels ceux-ci peuvent être réalisés.

Les systèmes de gestion sont soumis à des concepts changeants qu'il convient vraisemblablement de considérer afin d'estimer l'impact de la fréquence de ces changements sur les acteurs des processus depuis l'administration jusqu'au paysan.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier, pour leur contribution à l'octroi de données relatives aux sites de Transferts de gestion, en premier lieu

le programme EcoRegional Initiatives (ERI) Fianarantsoa (2004-2009), membre de l'USAID Eco-regional alliance à Madagascar, en particulier Mme Vololoniaina Raharinomenjanahary, responsable de la gestion des ressources naturelles, et en second lieu la Direction Régionale des Eaux et Forêts (DREF) sise à Fianarantsoa. Ce travail a été financé par le programme Modélisation pour l'Environnement à Madagascar (MEM), sous convention entre l'Université de Fianarantsoa et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). Nous tenons également à remercier quatre rapporteurs anonymes qui ont sensiblement amélioré ce travail par leurs critiques constructives.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anonyme. 2007. Le Corridor Forestier Ranomafana – Andringitra. RIAED, Réseau International d'Accès aux Énergies Durables. Unpubl. <http://www.riaed.net/IMG/pdf/Le_Corridor_Forestier_Ranomafana_-_Andringitra.pdf téléchargé le 09/05/2007>
- Andriamahefazafy, F. et Meral, P. 2004. La mise en œuvre des plans nationaux d'action environnementale : Un renouveau des pratiques des bailleurs de fonds ? *Mondes en Développement* 127: 29-44. <doi:10.3917/med.127.0029>
- Andriananja, H. et Raharinirina, V. 2004. Quels enjeux pour la durabilité et la gouvernance des ressources naturelles et forestières à Madagascar ? *Mondes en développement* 32: 75-99. <doi:10.3917/med.127.0075>
- Belvaux, E. et Rabearisoa, A. 2006. Valorisation économique, exploitation raisonnée, utilisation durable et transfert de gestion des ressources naturelles aux communautés de base : quelle compatibilité ? Communication au colloque Gestion concertée des ressources naturelles et de l'environnement (GECOREV). Université Saint-Quentin en Yvelines.
- Benali, H. et Escofier, B. 1987. Stabilité de l'analyse factorielle des correspondances multiples en cas de données manquantes et modalités à faibles effectifs. *Revue de Statistique Appliquée* 35,1: 41-52.
- Benali, H. et Escofier, B. 1990. Analyse factorielle lissée et analyse des différences locales. *Revue de Statistique Appliquée* 38,2: 55-76.
- Bertrand, A., Montagne, P., Rabesahala Horning, N., Andriankova, S. R., Ratsimbarison, R. et Andriatahiana, V. 2007. L'histoire du cheminement d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. In: *Le Transfert de Gestion à Madagascar, Dix Ans d'Efforts*. Z. Razanamaharo et A. Cooke (eds.), pp 21-28. CIRAD Montpellier.
- Bertrand, A., Rabesahala Horning, N. et Montagne, P. 2009. Gestion communautaire ou préservation des ressources renouvelables : Histoire inachevée d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. *VertigO* 9,3: article 9231.
- Blanc-Pamard, C. 2008. La gestion contractualisée des forêts (GCF) en pays betsileo et tanala (Madagascar) : Un dispositif dissymétrique. In: *Actes du Colloque International sur la Partie Prenante de la Gestion Communautaire des Ressources Naturelles : Coopération, Contradiction, Conflit*, pp 4-13. École Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo.
- Blanc-Pamard, C. et Fauroux, E. 2004. L'illusion participative : Exemples ouest-malgaches. *Autrepart* 31: 3-19.
- Blanc-Pamard, C. et Rakoto Ramiarantsoa, H. 2003. Madagascar: Les enjeux environnementaux. In: *L'Afrique: Vulnérabilités et Défis*, M. Lesourd (ed.), pp 354-376. Éditions du Temps, Nantes.
- Blanc-Pamard, C. et Rakoto Ramiarantsoa, H. 2007. Normes environnementales, transferts de gestion et recompositions territoriales en pays betsileo (Madagascar) : La gestion contractualisée des forêts. *Natures Sciences Sociétés* 15: 253-268. <doi:10.1051/nss:2007055>
- Cardiff, S. G. & Andriamanalina, A. 2007. Contested spatial coincidence of conservation and mining efforts in Madagascar. *Madagascar Conservation and Development* 2,1: 28-34.
- Coudreau, J. 1937. La forêt malgache : Son rôle dans l'économie générale du pays, sa conservation, son amélioration. *Bulletin Économique de Madagascar* 1937: 75-96.
- Dervin, C. 1988. Comment Interpréter les Résultats d'une Analyse Factorielle des Correspondances. ITCF, Paris.

- Ganomanana, T. 2008. Modélisation de la Conservation du Corridor Forestier Fandriana-Vondrozo par Transfert de Gestion, à Partir d'une Approche Institutionnelle. Unpubl. Mémoire de DEA d'informatique, Université de Fianarantsoa.
- Karsenty, A. et Fournier, P. 2008. Etats défailants : Le secteur forestier en Afrique centrale. *Mondes en Développement* 143, 3: 43–56. <doi:10.3917/med.143.0043>
- Lebart, L., Morineau, A. et Piron, M. 1997. *Statistique Exploratoire Multidimensionnelle*. 2^e Edition. Dunod, Paris.
- Marcus, R. R. & Kull, C. A. (eds). 1999. The politics of conservation in Madagascar. *African Studies Quarterly* 3, 2: 1–8.
- Mercier, J.-R. 2006. The preparation of the National Environmental Action Plan (NEAP): Was it a false start? *Madagascar Conservation & Development* 1: 50–54.
- MINENVEF, Ministère de l'Environnement des Eaux et Forêts. 2004. Rapport National à la Cinquième Session du Forum des Nations Unies sur les Forêts, Madagascar. <http://www.un.org/esa/forests/pdf/national_reports/unff5/madagascar.pdf téléchargé le 14/02/2008>
- République de Madagascar 1996. Loi N° 96/025 du 30 septembre 1996 relative à la gestion locale des ressources renouvelables. <<http://www.droit-afrique.com/images/textes/Madagascar/Mada%20-%20Loi%20gestion%20ressources%20naturelles%20renouvelables.pdf> téléchargé le 25/09/2008>
- République de Madagascar 2002. Loi Forestière et Textes d'Applications
- Serpantié, G., Toillier, A., Ratolojanahary, M., Ratsimisetra, L. et Carrière, S. 2008. Mieux négocier les règles techniques de la gestion contractuelle des forêts: Cas d'une filière bois artisanal dans le corridor Ranomafana-Andringitra. In: Actes du colloque International Les Parties prenantes de la gestion communautaire : Coopération, contradictions, conflits, pp 13–24. École Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo.
- Statbox 6.7. 2006. Logiciel Grimmer soft, France.
- Weber, J. 1998. Perspectives de gestion patrimoniale des ressources renouvelables. In: *Quelles Politiques Foncières pour l'Afrique Rurale ?* P. Lavigne-Delville (ed.), pp 534–552. Karthala, Paris.

MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE. (DISPONIBLE EN LIGNE UNIQUEMENT)

TABLEAU S1. Variance de l'analyse factorielle de correspondances multiples expliquée par les 4 premiers axes factoriels.

TABLEAU S2. Rapport entre la surface totale des COBA d'une commune et la surface de la commune.

TABLEAU S3. Rôles, attributions et contraintes des institutions.

FIGURE S1. Dynamique des sites de transfert de gestion dans le corridor Fandriana-Vondrozo de 2001 à 2007.

FIGURE S2. Typologie des COBA du corridor forestier Fandriana-Vondrozo.

FIGURE S3. Implication des ONG dans les transferts de gestion du corridor Fandriana-Vondrozo entre 2001 et 2007. (APMM = Association des Populations des Montagnes du Monde, CAF = Cadre d'Appui Forestier, CCD Namana = Collaboration Commune pour le Développement Namana, CI = Conservation International, ONE AGERAS = Office National de l'Environnement Appui à la Gestion Environnementale Régionalisée et à l'Approche Spatiale, SAGE = Service d'Appui à la Gestion de l'Environnement, SAHA = Sahan'Asa Hampandrosoana ny eny Ambanivohitra et WWF = World Wide Fund for Nature)

ARTICLE

Analyses de la dégradation du lac Kinkony pour la conservation du Complexe des Zones Humides Mahavavy-Kinkony, Région Boeny, Madagascar

Rado Andriamasimanana^I and Mamy Rabarimanana^{II}

Correspondence:

Rado Andriamasimanana

Asity Madagascar, BP 1074

Antananarivo 101, Madagascar

E-mail: rd.andriamasimanana@birdlife-mada.org

RÉSUMÉ

Le lac Kinkony fait partie des habitats clefs pour la biodiversité du Complexe des Zones Humides Mahavavy-Kinkony, une des Nouvelles Aires Protégées prioritaires qui doit être mise en place à Madagascar. Malgré les pressions anthropiques comme la conversion des zones marécageuses en rizières et la sur-pêche qui s'exercent sur le lac, le lac joue un rôle économique et écologique important dans la région. La présente recherche a permis d'identifier les changements physico-chimiques importants de ce biotope lacustre afin d'évaluer les menaces qui pèsent sur sa faune afin de fournir aux décideurs les éléments nécessaires à l'élaboration des stratégies de conservation de ses ressources biologiques. Les analyses ont été basées sur l'utilisation des outils d'investigation spatiale comme le Système d'Information Géographique et la Télédétection, appliquées plus particulièrement sur le lac Kinkony, à savoir le plan d'eau et les zones de phragmites de son pourtour marécageux. Les résultats obtenus, nous ont permis d'estimer une forte réduction de la superficie occupée par les phragmites, de l'ordre de 80 % entre 1949 et 2008. Les principales sources de sédiments qui contribuent à la turbidité de l'eau du lac proviennent de l'érosion des bassins versants situés au Sud du lac. Les dépôts apportés par les rivières au cours des temps ont provoqué l'envasement du lac et la réduction progressive de la profondeur des zones d'entrée, au niveau de la confluence du plan d'eau avec ces rivières. La réduction de la superficie des phragmitaies couplée à l'érosion constituent ainsi les principales menaces écologiques qui affectent le lac Kinkony. Si l'évaluation précise du degré d'impact de ces changements et leur éventuelle synergie sur la biologie de la faune menacée requièrent de plus amples recherches, des aménagements anti-érosifs sur les quatre bassins environnants les plus vulnérables et des restaurations de phragmitaies sont proposés pour la conservation de la biodiversité du lac Kinkony.

ABSTRACT

The Mahavavy-Kinkony wetland complex is an ecologically diverse and economically critical habitat assemblage. Despite recently receiving national protection, the ecological integrity of Lake Kinkony is threatened by the conversion of adjacent, unprotected lands into rice paddies. Conversion to aquacultural lands eliminates reed beds which provide favoured habitat for numerous endemic and endangered avian, fish and reptilian species, including *Amaurornis olivieri*, *Paretroplus dambabe*, *P. kieneri* and *Erymnochelys madagascariensis*. This research identified the physio-chemical sources and extent of degradation and evaluated the associated impacts on endangered wildlife. Employing digital environmental data within a Geographic Information System, the historical extent of reed habitat (circa 1949) was compared to distribution identified through fieldwork in 2008, indicating an areal loss of 80%. Results indicate the primary contributor to reed loss was increased turbidity associated with erosion. The continuing decrease in marsh habitat facilitated by an increase in erosion poses significant threats to already endangered wildlife. However, while the reduction in marsh area was shown to reduce habitat availability for *Amaurornis olivieri*, observations imply this species does not occupy all potential reed habitats and that territorial preferences and tolerance towards turbidity need to be understood to accurately determine the magnitude of threat. Despite the need for continued research, information representing agents of change and their associated ramifications on fauna is essential for developing regional conservation and natural resource management strategies. In particular, anti-erosion management of the most vulnerable water catchment areas and restoration activities within the most severely degraded marshes are prescribed.

MOTS CLEFS : Kinkony, menaces, faune aquatique, turbidité, bassin versant.

KEYWORDS: Kinkony, threats, aquatic fauna, turbidity, watershed.

^I Asity Madagascar, BP 1074, Antananarivo, Madagascar

^{II} École Supérieure Polytechnique d'Antananarivo, Département Information Géographique et Foncière, Université d'Antananarivo, Antananarivo, Madagascar.

INTRODUCTION

Le lac Kinkony d'une superficie de l'ordre de 14 000 ha est le deuxième plus grand lac de Madagascar après le lac Alaotra (Kiener 1963). Le lac Kinkony fait partie du Complexe des Zones Humides de Mahavavy-Kinkony qui est amené à devenir une Nouvelle Aire Protégée (NAP) de Madagascar (Office National pour l'Environnement 2009). La partie sud du lac Kinkony a été classée comme réserve de chasse selon l'arrêté n° 0126 SEHAEF / DIR/FOR du 13 janvier 1971 (Projet ZICOMA 1999). L'ensemble du Complexe profite d'un statut de protection temporaire suivant l'arrêté Interministériel n° 1066/2006 MINENVEEF-MEM du 17 janvier 2007 et la gestion d'une superficie qui s'étend à l'est du lac a été récemment transférée aux communautés locales selon un arrêté communale n° 021/CR/ANT/09 signé en 2009. Le lac est depuis longtemps une des grandes zones de pêche des eaux intérieures de Madagascar (Kiener 1963) justifiée par la présence de poissons commerciaux dont dépendent plusieurs ménages riverains (Rafalimanana 1989, BioDev 2005) et qui constitue ainsi un enjeu économique important. Le lac Kinkony est soumis à des pressions anthropiques qui menacent la viabilité des ressources biologiques lacustres. Les menaces les plus importantes sont la conversion du pourtour du marais en rizières et la modification des propriétés de l'eau (Asity Madagascar 2009). Nous avons identifié les changements physico-chimiques au niveau du lac afin d'évaluer leur impact sur la faune menacée dont un oiseau, deux poissons et un reptile, respectivement la Marouette d'Olivier *Amaurornis olivieri*, *Paretroplus dambabe* et *P. kieneri* et la tortue *Erymnochelys madagascariensis*. L'analyse des changements environnementaux a été réalisée à partir d'outils d'investigation spatiale couplés à une analyse de la

situation géographique du lac afin de cerner la problématique et interpréter les résultats obtenus sur l'importance écologique du lac Kinkony et de ses habitats limitrophes.

Le Complexe des Zones Humides Mahavavy-Kinkony est situé dans la région de Boeny, au nord-ouest de Madagascar dans le bassin du fleuve Mahavavy (Figure 1), entre les longitudes E45°28' et 45°56' et les latitudes S15°46' et 16°12', aux altitudes comprises entre le niveau de la mer et 150 m (Projet ZICOMA 1999). Situé dans la partie sud du Complexe, le lac Kinkony occupe à lui seul la moitié du plan d'eau continental du Complexe. La région du lac Kinkony est distribuée dans l'étage sec, sous étage 2b avec un déficit hydrique compris entre 400 et 700 mm et une moyenne des minimums du mois le plus froid compris entre 16 et 18°C conformément à la carte bioclimatique de Madagascar de Cornet (1974). La région présente une alternance avec une saison sèche marquée de sept mois d'avril à octobre et une saison pluvieuse de cinq mois, de novembre à mars. La moyenne des précipitations annuelles est d'environ 1550 mm, les mois les plus humides étant janvier et février (Projet ZICOMA 1999). La température moyenne annuelle est de 26°C avec un minimum de 18°C en juillet et un maximum de 35°C en décembre (Direction des Exploitations météorologiques 2003 In litt.).

Le lac Kinkony est entouré de petits lacs temporaires et permanents et ses parties Sud et Sud-est sont alimentées par de nombreuses rivières temporaires et permanentes. Il se déverse dans le canal de Kotomay, affluent de la Mahavavy. Un marécage de phragmites, qui constitue l'habitat naturel et spécifique de la Marouette d'Olivier *Amaurornis olivieri* frange sa bordure orientale (Figure 1). Une forêt sèche caducifoliée, la

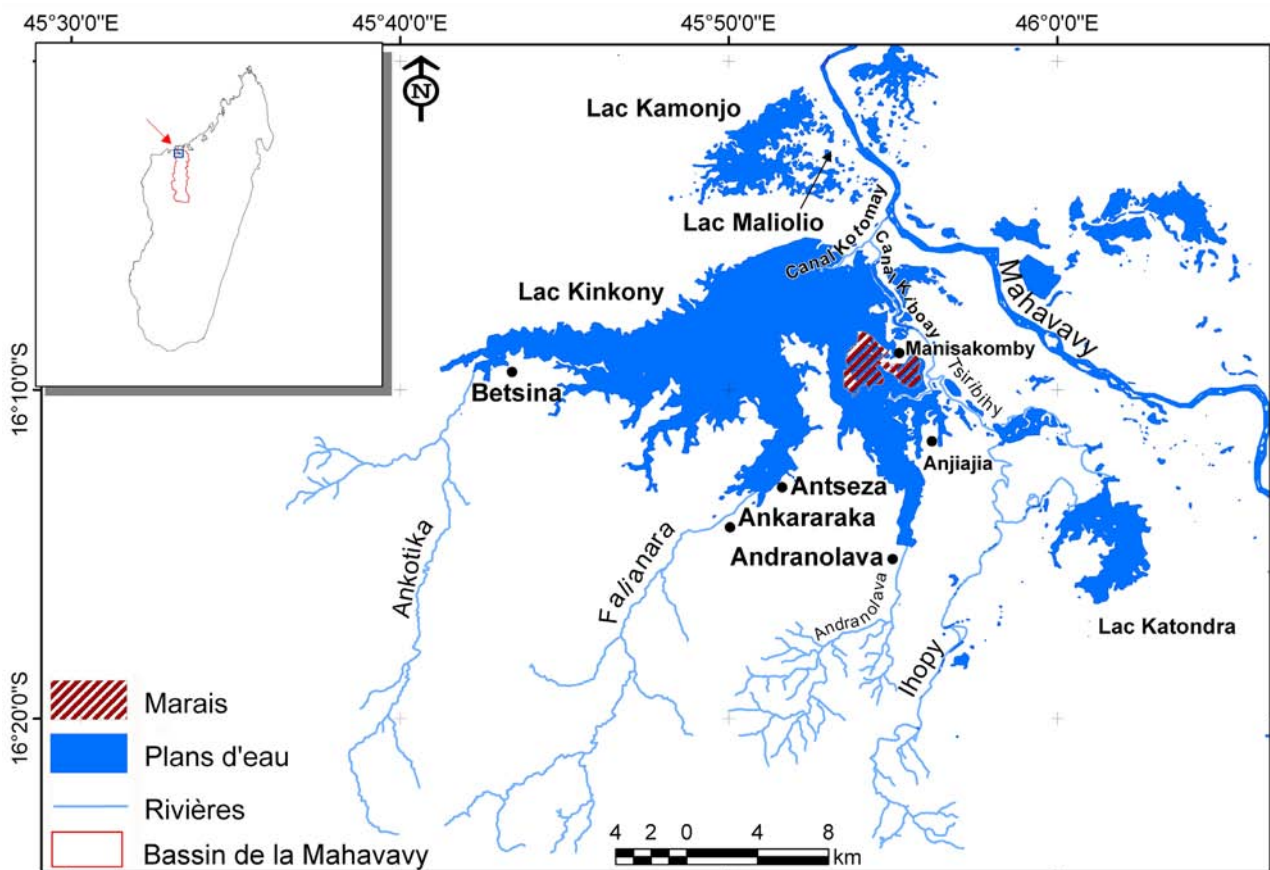


FIGURE 1. Localisation du marais et hydrographie du lac Kinkony.

forêt de Marofandroaka, est située au nord du lac et se prolonge par une zone herbeuse à palmiers vers le nord-ouest. Une étude réalisée par BirdLife International (2004) a montré que le lac Kinkony est un lac dulçaquicole caractérisé par un pH variant entre 7,50 et 8,20. La température de l'eau à sa surface est de l'ordre de 25,5°C avec un taux d'oxygène variable compris entre 5,85 et 8,50 ml/g selon les endroits. La conductivité de l'eau se situe entre 0,26 et 0,35 millisiemens. Les turbidités mesurées près des villages de Manisakomby et d'Antseza sont respectivement de 32 et de 34 cm. Le test portant sur les conditions physico-chimiques de l'eau du lac Kinkony a permis de conclure qu'elles sont favorables à la survie des espèces de poissons dulçaquicoles de Madagascar. *Amaurornis olivieri* est un oiseau endémique rare de la famille des Rallidae (Grandidier et Berlioz 1929) qui est extrêmement localisé (BirdLife International 2008) et classé comme espèce En Danger par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) en 2010. L'évaluation effectuée par BirdLife International (2008) estime que l'espèce est représentée par moins d'un millier d'individus. Depuis son premier recensement en 1931 au lac Kinkony (Rand 1936), elle n'y a été redécouverte qu'en avril et mai 2003 (Anonyme 2003, Rabenandrasana et al. 2007). Les deux poissons *Paretroplus dambabe* (Sparks 2002) et *P. kieneri* (Arnoult 1960) de la famille des Cichlidae sont des espèces endémiques menacées (UICN 2010). *P. dambabe* est une espèce En Danger dont la distribution n'est actuellement connue que du Sud du delta de la Mahavavy en incluant le lac Kinkony et les lacs environnants (Loiselle 2004). *P. kieneri* est Vulnérable et sa distribution englobe le Sud du bassin de la Mahavavy ainsi que le Nord des bassins de la Betsiboka et de la Mahajamba (Kiener 1963, Loiselle et al. 2004). La tortue *Erymnochelys madagascariensis* (Grandidier 1867) est endémique de Madagascar et appartient à la famille des Podocnemidae. Il s'agit d'une tortue aquatique qui fréquente les eaux douces (Glaw et Vences 2007) et qui est classée En Danger Critique (UICN 2010). Elle est principalement herbivore et occasionnellement carnivore, en se nourrissant principalement de plantes aquatiques (Henkel et Schmid 2000). Elle est localisée dans les zones de basse altitude du versant Ouest de l'île entre le fleuve Mangoky au sud et la région du Sambirano (Glaw et Vences 2007).

Dans le cadre de la gestion du Système des Aires Protégées de Madagascar, les NAP sont proposées avec une stratégie de développement durable dans laquelle l'écotourisme constitue l'un des axes principaux. Les visites ornithologiques pour découvrir l'espèce phare, la Marouette d'Olivier, et d'autres oiseaux d'eau sont les atouts du site (Asity Madagascar 2009). Il est donc important de maintenir la viabilité de ces espèces pour assurer le développement durable de la région, de sorte que l'évaluation des menaces qui pèsent sur les habitats de ces espèces menacées s'avère être la recherche prioritaire à mener pour le site.

MATÉRIELS ET MÉTHODOLOGIE

La méthodologie adoptée fait appel à des outils d'investigation et de modélisation spatiale comme la Télédétection et le Système d'Information Géographique (SIG) pour analyser les changements au niveau des habitats naturels du lac. Les données de base sont les images satellitaires Landsat (1973, 1989, 1995, 1999 et 2005), la carte pédologique (Ségalen 1952), la carte topographique du Foiben-Taosaritanin'i Madagasikara

(FTM 1956), le modèle numérique de terrain créé à partir de la carte FTM (1956). Pour mesurer la turbidité de l'eau, nous avons utilisé le disque Secchi et pour délimiter les zones de phragmites, nous avons utilisé un Global Positioning System (GPS) couplé à un ordinateur équipé de logiciels de traitement d'images (Idrisi Andes de Clark labs) et de cartographie (ArcGIS d'ESRI).

La carte topographique du FTM (1956), établie à partir de photographies aériennes prises en juin 1949, a été utilisée comme référence pour évaluer la réduction de la superficie des phragmites entre 1949 et nos recensements sur le terrain en avril 2008. Dans la mesure où la superficie en eau et l'étendue du marécage du lac Kinkony varient avec les saisons, nous avons calé nos missions de terrain en 2008 pour nous conformer à la saison des ortho-photographies de juin 1949 afin d'évaluer la variation de la superficie de la phragmitaie entre 1949 et 2008. D'autres types de données dont le réseau hydrographique (FTM 1949) et le modèle numérique de terrain (MNT) utilisés pour délimiter les bassins ont été extraits de cette carte topographique ont servi de référence au cours de la recherche portant sur l'érosion. Les données ci-dessus ont été complétées par une série d'images satellite Landsat à 30m de résolution, dont Landsat MMS de juillet 1973, Landsat TM d'avril 1989, de juin 1994 et d'avril 2005 et Landsat ETM+ de septembre 1999. Deux missions de terrain ont été effectuées, dont une mission d'une semaine en avril 2008 pour identifier l'étendue de la phragmitaie avec un GPS et une mission d'une semaine en mars 2010 pour relever les données sur la turbidité du lac. Pour cartographier les changements, nous avons procédé à une analyse spatiale en numérisant la phragmitaie identifiée sur la carte de 1956 pour servir de référence à l'étendue de l'habitat d'*Amaurornis olivieri* pour l'année 1949. Les points obtenus avec le GPS en 2008 ont été convertis dans une projection identique à celle utilisée en 1949 afin de comparer les superficies de la phragmitaie entre 1949 et 2008 avec les outils du SIG.

L'identification des zones de vulnérabilité à l'érosion a été réalisée à partir des éléments numérisés des données topographiques de 1949. Les facteurs d'érosion ont été calculés selon la formule empirique de Wischmeier (1960), soit :

$$A = R * K * LS * C * P,$$

avec A = perte de sol par érosion exprimée en tonnes / ha / an ; R = index d'érosivité des pluies ; K = indice d'érodabilité du sol ; LS = indice topographique dont L est la longueur de la pente en m et S est l'inclinaison de la pente en pourcent (%) ; C = indice de couverture végétale ; et P = indice de traitement antiérosif. Ces facteurs ont été traités dans le programme d'analyses spatiales de l'outil ModelBuilder™ de l'extension d'ArcView Spatial Analyst (ESRI) pour identifier les bassins les plus vulnérables à l'érosion en identifiant les pixels les plus vulnérables et les secteurs qui requerraient des aménagements urgents (Morschel et Fox 2004). L'index d'érosivité des pluies R n'a pas été considéré car nous avons admis que l'intensité des pluies était la même sur tout le pourtour du lac Kinkony, nous avons ainsi considéré une valeur de 1,204 pour tous les bassins, à savoir la valeur obtenue dans les parcelles élémentaires de la zone occidentale (Bailly et al. 1976). L'index d'érodabilité du sol K a été modélisé à partir de la carte pédologique de Ségalen (1952) et des classes identifiées (Tableau 1). L'érodabilité diminue du sol latéritique aux sédiments de dépôts alluvionnaires, respectivement connus sous leur terminologie de « ferrasol, oxisol »

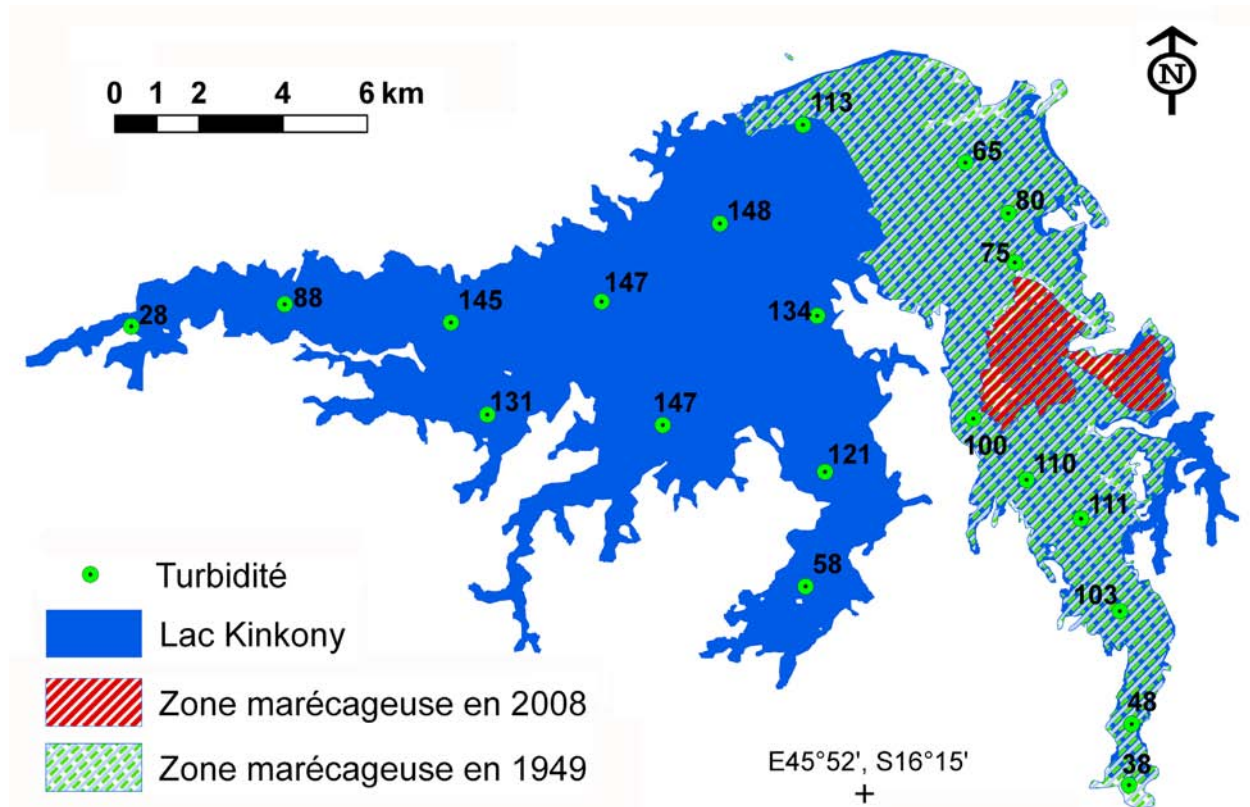


FIGURE 2. Étendues historique et actuelle des zones marécageuses du lac Kinkony et indices de turbidité relevés en 2008.

La mesure de la profondeur a montré des valeurs variant de 2,15 à 8,21 m. La droite de régression établie pour la turbidité et la profondeur a révélé une forte corrélation positive entre ces deux variables conformément au schéma classique montré par Fowler et Cohen (1986). Cette corrélation est exprimée dans le cas du lac Kinkony par l'équation profondeur = $65,234 + 4,402 \cdot \text{turbidité}$ avec le coefficient de corrélation $r=0,872$. Le test de Student a montré une valeur de $t = 7,565$, très supérieure à celle de la table de distribution avec une probabilité 0,01. Cela signifie que la corrélation linéaire entre la turbidité et la profondeur est significative.

DISCUSSION

Les séries d'images satellite Landsat prises entre 1973 et 2005 ont permis de montrer les variations saisonnières importantes de la superficie du lac. Les cartes numérisées obtenues à partir des traitements d'images n'ont pas permis de distinguer les phragmitaies des zones herbeuses, en même temps que les aspects saisonniers biaisaient l'ensemble de l'interprétation. Les enquêtes auprès des communautés locales nous ont permis d'apprendre que lors des plus grandes crues, plus particulièrement lors du passage de cyclones, la superficie du lac Kinkony pouvait s'étendre largement en provoquant un important éclaircissement des phragmitaies. Au cours de tels épisodes, il est difficile d'évaluer la superficie des phragmites sur le terrain comme à partir d'images satellite ou de photos aériennes mais aucune des images que nous avons utilisées ne correspond à de tels événements cycloniques. Nous avons résolu ce problème en procédant à une mesure directe de la surface des phragmites au cours d'une mission de contrôle sur le terrain en avril 2008. Nous avons estimé que ces estimations

de superficie sont fiables pour ce contexte dans la mesure où les photographies aériennes étaient de haute résolution, de l'ordre du cm, et que les erreurs de positionnement par GPS étaient de l'ordre de 20 m.

La carte topographique établie en 1949 illustre un marais sur la partie orientale du lac Kinkony sans donner aucune autre précision. Si nous pouvons considérer qu'il s'agissait en grande partie d'une phragmitaie, dans les proportions de 80% - 20% observées aujourd'hui, celle-ci aurait vu une réduction de sa superficie de 80% en 59 ans. Cette diminution a forcément affecté *Amaurornis olivieri* ainsi que les deux espèces de poissons *Paretroplus dambabe* et *P. kieneri* car ces espèces dépendent de ce milieu pour la reproduction.

Au cours de notre visite sur le terrain, nous avons constaté qu'*Amaurornis olivieri* n'occupait pas toutes les phragmitaies du lac Kinkony en étant absente d'une importante portion du lac. Les guides locaux avaient une connaissance fine du territoire occupée par cette espèce et en faisaient profiter les chercheurs sur le site. La densité de la population d'*Amaurornis olivieri* au niveau des phragmitaies du lac a été estimée à 7,6 individus par km^2 (Rabenadrasana et al. 2009). Il est vraisemblable que des facteurs écologiques liés à sa nidification pourraient limiter l'étendue de sa distribution mais des études sont requises pour mieux connaître *Amaurornis olivieri*, d'autant que rien ne nous a permis de comprendre pourquoi une phragmitaie d'assez grande superficie au sud, appelée marais d'Anjanaborona, n'était pas occupée par l'espèce. La phragmitaie où se trouve actuellement l'oiseau et celle d'Anjanaborona se trouvent sur le même plan d'eau et ne sont distantes que de 70 m. Les deux poissons endémiques *Paretroplus dambabe* et *P. kieneri* sont présents dans le grand lac Kinkony mais si *P. dambabe*

est inféodé au lac Kinkony, *P. kieneri* est également rencontré dans le lac Maliolio qui se trouve à l'est du lac Kamonjo. Il a été proposé que les types de végétation flottante du lac Kinkony joueraient un rôle important en fournissant une zone de fraie pour ces poissons (BirdLife International Madagascar Programme 2006) et en affectant ainsi leur reproduction. Dans la mesure où *P. dambabe* n'est distribué que sur le grand lac, il serait plus vulnérable à cette menace que *P. kieneri*.

En combinant les modélisations de la turbidité et de la vulnérabilité des bassins à l'érosion, on voit nettement les relations entre ces deux caractéristiques. Les quatre bassins versants classés les plus vulnérables à l'érosion ont leur exutoire dans les portions du lac où nous avons relevé de fortes valeurs de turbidité. Ces bassins semblent être les principaux contributeurs à la turbidité du lac Kinkony dans la mesure où les modèles de la turbidité sont conformes à ceux de la vulnérabilité à l'érosion des bassins.

Des études plus avancées devraient être menées pour appréhender l'influence de la turbidité sur le taux d'oxygène dissous dans l'eau. Dans la mesure où le lac a un exutoire vers le fleuve Mahavavy, surtout en période de décrues, des variations de turbidité du lac devraient exister au cours des différentes saisons de l'année, variations qui devraient être documentées par des mesures régulières. Les plans d'eau avec des valeurs de turbidité constamment élevées tout au long de l'année constitueraient des zones de menace pour la survie de la faune aquatique.

La forte corrélation entre la turbidité et la profondeur du lac montre que plus la turbidité est élevée, moins l'eau est profonde. Cela montre que le comblement du lac au cours des temps est dû aux dépôts de sédiments. En effet, un programme de suivi de la variation de la profondeur de l'eau devrait être mis en place pour l'évaluation à long terme de son état de comblement. L'effet combiné du comblement et du changement climatique devrait également être analysé car le risque d'assèchement définitif du lac pourrait s'accroître. L'installation d'une échelle limnimétrique s'avère donc indispensable afin de suivre la variation de la hauteur d'eau annuelle.

L'importance des menaces sur *Erymnochelys madagascariensis* est difficile à estimer. Aucune information ne nous permet d'estimer si la diminution de la végétation flottante ou l'érosion affectent directement la biologie de cette espèce de tortue aquatique. Néanmoins, l'érosion qui provoque l'envasement du lac va favoriser la conversion du plan d'eau vers d'autres modes d'occupation telles que les rizières et le marécage (Conservation Breeding Specialist Group 2002).

La riziculture pratiquée par la population riveraine du lac est particulière car elle suit la décrue des eaux sur les rives. L'envasement par une érosion modérée favorise donc cette pratique locale, plus particulièrement sur les bords peu profonds. L'expansion de la riziculture est surtout visible sur la partie occidentale du lac Kinkony, près du village de Betsina, où le plan d'eau recule considérablement chaque année pour laisser la rizière avancer. Au niveau des embouchures près de Bestina, d'Antseza et d'Andranolava, les deux espèces de poissons (*Paretroplus dambabe* et *P. kieneri*) ainsi que la tortue (*Erymnochelys madagascariensis*) sont menacées par l'action combinée de la réduction de l'espace vital et la forte turbidité.

CONCLUSION

Les analyses de la corrélation spatiale entre la turbidité mesurée et la vulnérabilité des bassins versants à l'érosion indiquent que l'érosion est une des sources de la dégradation physico-chimique du lac Kinkony. La présente étude a également permis de localiser les zones vulnérables où d'importants volumes de sédiments sont déposés dans l'eau du lac. En l'état de nos connaissances, nous n'avons pas identifié le seuil au-delà duquel la turbidité affecte réellement la biologie de la faune aquatique du lac. Une étude approfondie des espèces devrait être menée pour identifier les effets de l'érosion sur la distribution de l'oxygène dissous dans l'eau ainsi que celle de la faune menacée du lac. Des enquêtes sur les impacts du changement climatique devraient être menées afin de formuler les mesures d'adaptation locales et adéquates pour adopter les mesures pertinentes dans la préservation de ces ressources lacustres. La protection des lacs est souvent plus complexe que celle d'autres écosystèmes dont la préservation peut s'entendre localement car dans les milieux lacustres, il faut considérer la protection à une échelle globale en tenant compte des bassins versants en amont dans toutes les considérations et veiller à ce que les aménagements nécessaires soient prévus dans le Plan d'Aménagement et de Gestion. Malgré les incertitudes sur le niveau de turbidité, la stratégie de conservation du site doit inclure des plans d'aménagement pour lutter contre l'érosion dans les quatre bassins versants identifiés comme étant les plus vulnérables et envisager des activités de restauration des phragmites.

REMERCIEMENTS

Nous voulons adresser nos vifs remerciements aux organisations et personnes qui nous ont aidé à la réalisation de cette recherche ; International Foundation for Sciences, Conservation International ainsi que Idea Wild pour les appuis financiers et matériels ; BirdLife International et Asity Madagascar plus particulièrement pour l'appui logistique, les ressources humaines et pour l'accès aux données et aux sites ; toutes les personnes qui nous ont aidé de près ou de loin dans l'exécution de cette recherche, et plus particulièrement Holisoa Andriamanantena, Voninavoko Raminoarisoa, Alison Cameron, Rivo Rabarisoa, Roger Safford, ainsi que les communautés locales du Mahavavy-Kinkony. Nous tenons également à remercier les éditeurs du journal et trois rapporteurs anonymes qui ont grandement amélioré cet article.

BIBLIOGRAPHIE

- Anonyme 2003. Recent reports. Madagascar. Bulletin of the African Bird Club 10: 135–136.
- Asity Madagascar 2009. Plan d'Aménagement et de Gestion du Complexe Zones Humides Mahavavy-Kinkony, Région Boeny. Rapport non publié.
- BioDev 2005. Analyse Socio-Économique de la Mise en Place d'un Site de Conservation dans le Complexe Mahavavy-Kinkony. Rapport non publié remis à BirdLife International Madagascar Programme.
- BirdLife International Madagascar Program 2004. Évaluation Écologique et Identification des Sites Potentiels pour la Conservation de la Biodiversité des Zones Humides du Complexe Mahavavy-Kinkony (Province de Majunga). Rapport non publié.
- BirdLife International Madagascar Program 2006. Schémas d'Aménagement du Complexe Zones Humides Mahavavy-Kinkony, Région Boeny. Rapport non publié.
- BirdLife 2008. Threatened birds of the world 2008. CD-ROM

- Chaperon, P., Danloux, J. et Ferry, L. 2005. Fleuves et Rivières de Madagascar. ORSTOM, Paris.IRD
- Conservation Breeding Specialist Group 2002. Évaluation et Plans de Gestion pour la Conservation (CAMP) de la Faune de Madagascar: Lémuriens, autres Mammifères, Reptiles et Amphibiens, Poissons d'eau douce et Évaluation de la Viabilité des Populations et des Habitats de *Hypogeomys antimena* (Vositse). IUCN Species Survival Commission. <http://www.biodiv.be/madagascar/implementation/Documents_nationaux/madagascar-camp> téléchargé le 23 avril 2010
- Cornet, A. 1974. Essai de cartographie bioclimatique à Madagascar. Notice explicative n°55. ORSTOM, Paris.
- Deckers, J., Nachtergaele, F. & Spaargaren, O. 2003. Tropical Soils in the Classification Systems of USDA, FAO and WRB. <<http://www.fao.org/ag/agl/wrb/doc/KAOWDeckerscorr280203.doc>> téléchargé le 20 avril 2010
- Fowler, J. & Cohen, L. 1986. Statistics for ornithologists. Second edition. British Trust of Ornithology, Tring.
- Francis-Floyd, R. 1992. Dissolved Oxygen for Fish Production. Fact Sheet FA 27, Department of Fisheries and Aquaculture, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.
- Friedrich-Wilhelm, H. & Schmidt, W. 2000. Amphibians and Reptiles of Madagascar and Mascarene, Seychelles, and Comoro Islands. Krieger Publishing, Malabar, Florida.
- Glaw, F. & Vences, M. 2007. A Field Guide to the Amphibians and Reptiles of Madagascar. Third Edition. Vences & Glaw Verlag, Köln, Germany.
- Guillaumet, J.-L. et Koehlin, J. 1971. Contribution à la définition des types de végétation dans les régions tropicales (exemple de Madagascar). *Candollea* 26, 2: 263–277.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <www.iucnredlist.org> téléchargé le 19 avril 2010
- Kiener, A. 1963. Poissons, Pêche et Pisciculture à Madagascar. Publication 24. Centre Technique Forestier Tropical, Nogent sur Marne, France.
- Loiselle, P. 2004. *Paretroplus dambabe*. In IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/44495/0>> téléchargé le 13 avril 2010
- Loiselle, P. et participants à l'atelier CBSG/ANGAP CAMP Faune de Madagascar. 2004. *Paretroplus kieneri*. In IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/16235/0>> téléchargé le 13 avril 2010
- Morschel, J. et Fox, D. 2004. Une méthode de cartographie du risque érosif : application aux collines du Terrefort lauragais. Université de Nice. *M@ppemonde* 76 (2004.4). <<http://mappemonde.mgm.fr/num4/articles/04404.html>> téléchargé le 13 avril 2010
- Office National pour l'Environnement 2009. Cahier de Charges Environnementales : Projet de Création de Nouvelle Aire Protégée « Complexe Mahavavy-Kinkony » de Asity Madagascar, District de Mitsinjo, Région Boeny. <http://www.pnae.mg/ee/CCE_CMK_Asity.pdf> téléchargé le 12 mai 2011
- Projet ZICOMA 1999. Les Zones d'Importance pour la Conservation des Oiseaux à Madagascar. Antananarivo, Madagascar.
- Rabenandrasana, M., Virginie, M. C., Sam, T. S., Randrianarisoa, M. et Zefania, S. 2007. Les zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO) Mahavavy-Kinkony, un site pilote dans la mise en place d'un site de conservation dans la région ouest de Madagascar: aperçu sur la faune aviaire et les activités de conservation. *Ostrich* 78: 551–552.
- Rabenandrasana, M., Zefania, S., Long, P., Sam, T. S., Virginie, M. C., Randrianarisoa, M., Safford, R. & Székely, T. 2009. Distribution, habitat and status of 'Endangered' Sakalava Rail of Madagascar. *Bird Conservation International* 19, 1: 23–32. (doi:10.1017/S0959270908008058)
- Rafalimanana, T. 1989. Résultats de l'Enquête Cadre dans les Principales Pêcheries des Eaux Intérieures de Madagascar 1988/1989. Project reports n° 4. Rapport non publié remis à la FAO.
- Rand, A. L. 1936. The distribution and habits of Madagascar birds. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 72: 134–499.
- Roose, E. 1977. Erosion et ruissellement en Afrique de l'Ouest : vingt année de mesures en parcelles expérimentales. ORSTOM, Bondy.
- Ségalen, P. 1952. Carte Pédologique de Reconnaissance au 1/200000, Mitsinjo-Mahajanga, Feuille n°12, Institut de Recherche Scientifique de Madagascar, ORSTOM, Haut Commissariat de Madagascar et Dépendances.
- Wischmeier, W. H. & Smith, D. 1960. A universal soil-loss estimating equation to guide conservation farm planning. *Proceedings of the 7th International Congress of Soil Science* 1: 418–425.

MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE. DISPONIBLE EN LIGNE UNIQUEMENT.

FIGURE S1. Carte de localisation avec les principales occupations du sol du Complexe Mahavavy-Kinkony, dans la Région de Boeny.

FIGURE S2. Étapes suivies dans le modèle utilisé pour l'élaboration de la carte des zones de faiblesse à l'érosion des bassins versants du lac Kinkony.

FIGURE S3. Délimitation des bassins versants du lac Kinkony réalisée grâce aux rivières et au Modèle Numérique de Terrain.

FIGURE S4. Bassins versants du lac Kinkony en fonction de leur faiblesse à l'érosion. (les bassins les plus vulnérables ont le plus grand indice)

FIGURE S5. Extrapolation des valeurs de turbidité sur le plan d'eau du lac Kinkony. (plus la turbidité est importante, plus sa valeur est réduite)

FIGURE S6. Régression linéaire entre la turbidité et la profondeur du lac.

ARTICLE

The Alcyonacea (soft corals and sea fans) of Antsiranana Bay, northern Madagascar

Alison J. Evans¹, Mark D. Steer¹ and Elise M. S. Belle¹

Correspondence:

Alison J. Evans

The Society for Environmental Exploration/Frontier - 50 - 52 Rivington Street, London EC2A 3QP, U.K.

E-mail: alisonj.evans@hotmail.co.uk

ABSTRACT

During the past two decades, the Alcyonacea (soft corals and sea fans) of the western Indian Ocean have been the subject of numerous studies investigating their ecology and distribution. Comparatively, Madagascar remains understudied. This article provides the first record of the distribution of Alcyonacea on the shallow fringing reefs around Antsiranana Bay, northern Madagascar. Alcyonacea accounted for between one and 16% of the reef benthos surveyed; 11 genera belonging to four families, and several unidentified gorgonians (sea fans) were recorded. Abundant and diverse Alcyonacea assemblages were recorded on reefs that were exposed with high water clarity. However, abundant and diverse communities were also observed on sheltered reefs with low water clarity, high sediment cover and relatively low hard coral cover, implying potential competitive advantage under these conditions. Where prevailing environmental conditions were relatively moderate, the Alcyonacea assemblages were generally characterised by low diversity and an abundance of *Sinularia* and *Sarcophyton*. Because of the current lack of knowledge about the coral reefs in Antsiranana Bay, it was not possible to suggest any appropriate management actions. We propose that this account should be built upon with similar studies of other reef taxa. This series would address the paucity of published information from this part of the western Indian Ocean, and would provide the baseline information necessary to inform future management plans for the area.

RÉSUMÉ

L'intérêt porté aux Octocoralliaires et leurs propriétés ne cesse de croître à l'échelle mondiale, en étant à la fois prisés par l'aquariophilie mais également recherchés dans la recherche médicale. Durant les deux dernières décennies, les Octocoralliaires de la région sub-équatoriale de l'Afrique de l'Est ont fait l'objet de nombreuses études portant sur leur écologie et leur distribution, mais, le nord de Madagascar restait très peu étudié. Cet article décrit pour la première fois l'abondance, la diversité et la distribution des Alcyonacea et des Gorgonacea rencontrés dans la baie d'Antsiranana, l'une des plus grandes baies naturelles du monde, et fournit ainsi des informations

essentielles sur la région pour le développement éventuel de stratégies de conservation. Les Octocoralliaires représentent entre 1 et 16% de la couverture benthique des récifs étudiés; onze genres d'Alcyonacea, appartenant à quatre familles, et de nombreuses espèces de Gorgonacea (coraux cornés) ont été enregistrés. Il a été observé que les récifs les plus exposés avec les eaux les moins turbides étaient favorables à une biodiversité d'Octocoralliaires plus élevée. Toutefois, des communautés abondantes et diverses d'Octocoralliaires ont également été observées sur des récifs protégés aux eaux relativement turbides avec des niveaux de sédimentation et une présence d'algues élevés, mais avec une faible couverture de coraux durs (Scléactiniaires); ceci pourrait impliquer un certain avantage compétitif des Octocoralliaires dans de telles conditions. Là où les conditions environnementales étaient modérées, les assemblages d'Octocoralliaires étaient généralement caractérisés par une faible biodiversité et une forte abondance d'espèces des genres *Sinularia* et *Sarcophyton*. Par manque de connaissances des récifs coralliens de la baie d'Antsiranana, il n'a pas été possible de conduire des études similaires sur les autres taxons. Toutefois, cette étude présente les premières données de base, qui lorsqu'elles seront complétées par d'autres études plus approfondies, pourront fournir les informations nécessaires à l'élaboration de plans de gestion appropriés pour la baie d'Antsiranana.

KEYWORDS: Alcyonacea, octocorals, soft corals, Antsiranana Bay, *Sarcophyton* and *Sinularia*.

MOTS CLEFS: Alcyonacea, octocoralliaires, Baie d'Antsiranana, *Sarcophyton* et *Sinularia*.

INTRODUCTION

Members of the order Alcyonacea (soft corals and sea fans) are commonly considered to be less functionally important in tropical coral reef ecosystems than the reef-building Scleractinia. However, many Alcyonacea do contribute to reef growth over time, and many are zooxanthellate, thus contributing to primary productivity (Fabricius and Alderslade 2001). They are an important component of coral reef assemblages, providing a source of

food and habitat for other organisms (Fabricius and Alderslade 2001). In addition, Alcyonacea are amongst the most conspicuous and impressive members of reef communities, making them important to the diving tourism sector (Allen and Steene 2003) and the marine aquarium trade (Wabnitz et al. 2003). Their biological properties also hold potential value for medical research (e.g., Duh et al. 2002) and for the development of marine anti-fouling agents (e.g., Changyun et al. 2008).

Alcyonacea are vulnerable to the many potential threats facing coral reefs globally, including coastal development, over-exploitation, destructive fishing, pollution and climate change (Burke et al. 2011). In 1999 it was predicted that corals would not be able to adapt quickly enough to the warming of tropical oceans to avert a decline in the quality of the world's reefs (Hoegh-Guldberg 1999). Since then, threat levels have increased dramatically (Burke et al. 2011) and there is a risk that some lesser-studied reefs and reef components will suffer a decline before their status has been fully understood. It is therefore important that biological assessments and long-term monitoring programmes are undertaken in understudied locations.

During the last two decades, the Alcyonacea of East Africa and the western Indian Ocean have been the subject of research in Tanzania, South Africa, Kenya, Mozambique (summarised in Benayahu et al. 2003) and Seychelles (Malyutin 1992). There remains, however, limited information on their distribution in Madagascar. Despite boasting an estimated 3,540 km of coral reef formations (Cooke et al. 2003), Madagascar's marine environment has often been overshadowed by its exceptional terrestrial wildlife. Further, not all previous coral reef studies from Madagascar have considered Alcyonacea in any detail.

In the 1970s, surveys of the coral reefs around Toliara, southwest Madagascar, recorded 44 Alcyonacea genera, 18 of which were gorgonians (sea fans) (Pichon 1978). A 2007 survey reported that soft corals comprised, on average, about five percent of the substrate on reefs in this southwest region (Nadon et al. 2007). Verseveldt (1969, 1971) listed 17 Alcyonacea genera collected from the reefs around Nosy Be and other islands in the northwest of Madagascar. More recent surveys in the northwest recorded 22 genera in five families (excluding gorgonians) (Turak 2003), and reported that soft corals comprised between zero and 64 % of reef benthos (Webster and McMahon 2002, McKenna 2003). A study of five marine protected areas in northern Madagascar recorded soft coral cover of between eight and 23 % (Harding and Randriamanantsoa 2008).

Antsiranana Bay, in northern Madagascar, is distinct to these previously surveyed locations in terms of its oceanographic nature; no study has yet examined the coral reef communities in this semi-enclosed bay. We describe the bay as semi-enclosed because of the narrowness of two openings separating it from the Indian Ocean (<1 km across) compared to its major axis length (approximately 15 km) (Healy and Harada 1991). The oceanographic characteristics (wave climate, temperature and salinity structure) in the bay are therefore likely to differ to those of the surrounding open ocean, potentially giving rise to a different ecosystem within (Healy and Harada 1991). Further, the ocean currents around Madagascar differ markedly from coastline to coastline. Open to the east coast, Antsiranana Bay is under the influence of the South Equatorial Current, whereas most of these previous studies were in the Mozambique Channel, effectively in the lee of the island (Cooke et al. 2003).

This study provides the first record of the distribution of Alcyonacea on the shallow fringing reefs around Antsiranana Bay, northern Madagascar. The authors intend this record to be one of a series describing the shallow-water coral reefs and associated habitats in Antsiranana Bay. The complete series will address the paucity of published information from this part of the western Indian Ocean, and will be useful to inform any future management plans for Antsiranana Bay.

METHODOLOGY

SURVEY AREA. The field study was conducted between January and December 2008, in Antsiranana Bay (formerly Diego-Suarez Bay), northern Madagascar (Figure 1). The bay lies at latitude 12.2°S and is one of the largest natural harbours in the world with an approximate surface area of 160 km². It is tidal (approximately 1 m range; Cooke et al. 2003), open to the Indian Ocean in the east, and subject to freshwater input from the land during the rainy season between November and March (pers. obs.). The bathymetry is characterised by a deep central section with an average depth of approximately 40 m, which extends from the opening of the bay to the north and the west. The southern and eastern portions are shallower, with an average depth of approximately 15 m. Measured surface water temperature ranged between 24 and 30°C throughout the year. Much of the coastline of the bay, and the numerous islands within, is fringed by shallow coral reefs, mangroves and seagrass beds.

The city of Antsiranana, with a population circa 80,000 (Cornell University 2001) is located on the south coast of the bay (Figure 1). It is a port, serving commercial shipping and tourist cruise ships. The rest of the bay, however, remains relatively undeveloped. There is one small resort, Ramena, with a population circa 4,000 (Cornell University 2001), and two coastal villages with fewer than 100 dwellings each. Despite this, we identified numerous anthropogenic pressures on the reefs in Antsiranana Bay; fishing, boat damage, pollution and coastal deforestation. Natural pressures included cyclone damage, land slides and sedimentation, to which the bay may be particularly susceptible because of its enclosed nature (Healy and Harada 1991). The coral reefs in the bay are also likely to be under threat from climate change induced

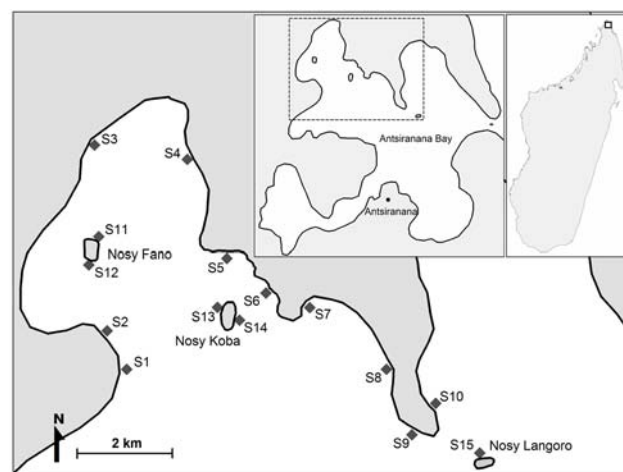


FIGURE 1. Study sites (S1 to S15) included in this survey (points indicate centre of site). Location of survey area in Antsiranana Bay, northern Madagascar, is shown as an inset.

bleaching, as found in other parts of Madagascar (Harding and Randriamanantsoa 2008).

This study was limited to the shallow coral reefs in the northwest portion of Antsiranana Bay for logistical reasons. This area was selected as it was considered to support the majority of the bay's shallow coral reefs. However, large areas of reef are also present in the northeast portion of the bay, which warrants further investigation.

STUDY SITES. Fifteen study sites were selected in the northwest of Antsiranana Bay (Figure 1). Each site spanned a distance of approximately 1,000 m and contained shallow (≤ 20 m) fringing coral reefs. Ten sites (S1 to S10) were along the main coastline of the bay, while five were around islands within the bay: Nosy Fano (S11 and S12), Nosy Koba (S13 and S14) and Nosy Langoro (S15). Sites were characterised by their prevailing environmental conditions (i.e., maximum depth, exposure and water clarity).

MAXIMUM DEPTH. The approximate maximum depth (D) of the reef was estimated for each site. Values of D were categorised on an ordinal scale ('Maximum Depth') as 1 (D = 0-10 m), 2 (D = 11-15 m) or 3 (D = 16-20 m), and labelled as Shallow, Moderate and Deep, respectively (Table 2).

EXPOSURE. In northern Madagascar, the southeastern trade winds prevail between April and October, and cyclones are common during the rainy season (Cooke et al. 2003). Exposure to wind and waves was calculated for each site according to a modified segment method developed by Sjøtun and colleagues (Sjøtun and Fredriksen 1995, Sjøtun et al. 1998), based on the Baardseth Index (Baardseth 1970). For each site, the number of 9° segments exposed to open sea was determined on a nautical chart. Each site was assigned a relative wind force value (e) based on the mean force and frequency of wind between January 2005 and January 2008 (wind data from www.windguru.cz; data not shown), the wind being given in 8 directions (i):

$$e = \sum_{i=1}^8 \frac{n_i F_i}{100} S_i$$

where S_i is the number of open segments in a given direction, n_i is the number of observations of wind from a given direction, and F_i is the average speed of wind from a given direction ($i = 1$ to 8). The relative influence of the local topography was represented in the number of segments containing open sea only at radii of 0.5, 7 and 100 km from the centre of the site. One value of e was calculated for each radius, e_1 , e_2 , e_3 , respectively. The value of the total exposure (E) was calculated from:

$$E = 0.1[e_1 + (10e_2) + (100e_3)]$$

where e_1 is the relative wind force value for segments of radius 0.5 km, e_2 constitutes the relative wind force value for segments of radius 7 km, and e_3 represents the relative wind force value for segments of radius 100 km. Values of E were then categorised on an ordinal scale ('Exposure') as 1 (E = 0-50), 2 (E = 51-125) or 3 (E = 126-200), and labelled as Sheltered, Moderate and Exposed, respectively (Table 2).

WATER CLARITY. The mean horizontal visibility (V) was recorded along marked transects at each site between September 2007 and September 2008 ($n = 15$ observations for each site; data not shown). Values of V were then categorised on an ordinal scale ('Water Clarity') as 1 (V = 0-5 m), 2 (V = 6-10 m) or 3 (V = 11-15 m), labelled as Turbid, Moderate and Clear, respectively (Table 2).

SURVEY METHODS

Each of the 15 study sites was surveyed using two techniques: 1) the line intercept transect (LIT) method was used to measure the percentage cover of Alcyonacea at each site; and 2) the rapid ecological assessment (REA) method was used to assess the abundance of each Alcyonacea genus and the alcyonacean diversity at each site.

LINE INTERCEPT TRANSECT (LIT) METHODOLOGY.

Benthic cover was recorded using the LIT method on two replicate 20 m transects laid parallel to the reef contour (Markham and Browne 2007). Substrate types were recorded as rock, rubble, recently killed coral, sand, sediment, algae, hard coral (i.e., Scleractinia and *Millepora*), soft coral (i.e., Alcyonacea including gorgonians), sponge, or other (Browne et al. 2007, see also Hodgson et al. 2004). The depth of each survey was measured and categorised as 1 (1-5 m), 2 (6-10 m) or 3 (11-15 m) for subsequent analysis. This measure of survey depth was independent of the indicator of characteristic Maximum Depth assigned to each site. However, for sites where Maximum Depth was 'shallow', it followed that survey depths were restricted to <10 m.

We surveyed between two and 16 pairs of transects at each site, depending on logistical constraints. Results were averaged over pairs of transects and then over study sites to provide a mean percentage cover of each substrate type for each site. We calculated Spearman rank-order correlations for the non-averaged transect data to assess whether there was any relationship between Alcyonacea cover and other biological and bio-physical parameters.

RAPID ECOLOGICAL ASSESSMENT (REA) METHODOLOGY.

The composition of the Alcyonacea communities in the bay was investigated in more detail using the one-off REA method (Fabricius and McCorry 2006). This method was chosen because time for these surveys was limited and this technique is considered to provide a good representation of rare genera within a large area of reef (Fabricius and McCorry 2006).

Sites were visually surveyed within a 10 m belt along a 50 m transect laid parallel to the reef contour. Estimates were recorded for the Relative Abundance (RA) of each Alcyonacea genus on a rating scale of 0-5 (Fabricius and McCorry 2006), where 0 = absent; 1 = one or few colonies covering <1% of the benthos; 2 = uncommon, covering 1-5% of the benthos; 3 = common, covering 6-10% of the benthos; 4 = abundant, covering 11-20% of the benthos; and 5 = dominant, covering >20% of the benthos. The total number of different Alcyonacea genera encountered during each survey was also recorded as a measure of diversity, referred to as the Generic Richness (GR) (Fowler et al. 1999).

We surveyed between one and four belt transects at each site, depending on logistical constraints. For each of the study sites, results were averaged over transects to provide the median RA of each Alcyonacea genus and an overall mean GR. We calculated Spearman rank-order correlations to assess whether diversity (GR) was related to other biological or bio-physical parameters (i.e., mean LIT data). We also carried out hierarchical cluster analysis to group similar study sites with regard to their Alcyonacea community compositions. For this analysis, each study site was defined as a set of variables, i.e., the median RAs of each Alcyonacea genus and the mean GR. Carried out in SPSS version 16.0 (SPSS 2007), using a within-groups linkage method and Pearson correlation measure, this

procedure analyses the sets of variables simultaneously, and identifies relative dissimilarity between them (Dytham 2005).

RESULTS

CONTRIBUTION TO BENTHIC COVER. The results from the LIT survey are shown in Table 1. On average, over 20% (21.0 ± 15.9) of the shallow fringing reef benthos surveyed in Antsiranana Bay was occupied by living corals. At Sites 10 and 15, this rose to over 40% (44.4 ± 18.2 and 43.0 ± 22.6 respectively). The percentage cover of Alcyonacea, labelled 'soft corals', ranged from one percent (0.9 ± 0.9) at Site 7 to 16% (15.5 ± 12.5) at Site 15 and was positively correlated with that of hard corals ($r_s = 0.2$, $P = 0.01$).

Coral cover was observed to increase with increasing exposure ($r_s = 0.2$, $P = 0.01$) and water clarity ($r_s = 0.3$, $P < 0.01$). The percentage cover of Alcyonacea was also independently positively correlated with water clarity ($r_s = 0.2$, $P < 0.01$) and survey depth ($r_s = 0.2$, $P < 0.01$), but not exposure. As would be expected, the percentage cover of sediment on the reef benthos was higher at sites with low exposure ($r_s = 0.3$, $P < 0.01$) and low water clarity ($r_s = 0.3$, $P < 0.01$). However, no direct relationship was observed between sediment and Alcyonacea cover or coral cover in general.

ALCYONACEA COMMUNITY COMPOSITION. Eleven genera of Alcyonacea belonging to four families (Alcyoniidae, Nephtheidae, Xeniidae and Tubiporidae) were recorded on the shallow fringing reefs surveyed in Antsiranana Bay. In addition, sea fans were observed at four of the study sites; these were not identified to genus level but were classified as a single taxon and labelled as 'Gorgonian' (Table 2).

The most abundant Alcyonacea genera recorded across all sites were *Sinularia*, *Sarcophyton* and *Rhytisma*, all members of the Alcyoniidae. *Sinularia* and *Sarcophyton* were the only genera observed at all sites. Although no taxa were recorded as dominant anywhere, *Sinularia*, *Sarcophyton* and *Anthelia* were

all classified as abundant at certain sites. *Anthelia*, however, was only recorded at two sites in total; abundant in one but one/few in the other. All other genera were observed as uncommon, one/few or absent (Table 2).

Site 9 supported the most diverse Alcyonacea community with a GR of 7 (± 0). The least diverse communities were observed at Sites 11 and 12 (GR = 2 ± 0) (Figure 2 and Table 2). A positive correlation was observed between alcyonacean diversity (GR) and the percentage cover of sediment ($r_s = 0.6$, $P < 0.05$) but no other relationships were significant.

Hierarchical cluster analysis grouped the sites into two main clusters: Cluster 1 comprised [S 11, 12, 5, 2 and 14]; Cluster 2 comprised [S 6, 8, 1, 13, 7 and 9]. Sites 3, 4, 10 and 15 were outliers, i.e., the Alcyonacea community compositions observed at these sites were relatively dissimilar to each other and to all the other sites. This dissimilarity appears to be due to a relatively high generic richness (>4) and the presence of rarer genera, e.g., *Heteroxenia* at Sites 3 and 4, and *Anthelia* at Sites 10 and 15 (Table 2). Further, none of these reefs supported an abundance of *Sarcophyton* or *Sinularia*, despite a relatively high percentage cover of Alcyonacea in most cases (Tables 1 and 2).

DISCUSSION

ABUNDANT ALCYONACEA IN NORTHWEST ANT SIRANANA BAY. Of the 12 Alcyonacea taxa recorded during this study, three (*Sinularia*, *Sarcophyton* and *Rhytisma*, all members of the family Alcyoniidae) were the most abundant (Table 2). This dominance has also been observed on fringing reefs in north-west Madagascar (McKenna 2003) and in other regions, e.g., Seychelles, Mozambique and South China Sea (Malyutin 1992). *Sinularia* and *Sarcophyton* have long been considered to be amongst the most prolific soft corals in the Indo-Pacific (Verseveldt 1980, Malyutin 1992), thriving in a variety of conditions ranging from shallow turbid environments to clear-water reefs (Fabricius and Alderslade 2001). They are known to be rapid colo-

TABLE 1. Contributions to benthic substrate (%) at each study site (mean values with standard deviations in brackets). Hard coral: *Scleractinia* and *Millepora*, Soft coral: Alcyonacea.

Substrate Type	Site														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Hard coral	10.4 (6.9)	17.6 (9.6)	24.0 (21.8)	10.8 (7.7)	12.0 (7.3)	17.0 (12.5)	5.1 (3.3)	18.9 (20.6)	22.2 (10.4)	40.3 (18.3)	26.4 (8.4)	22.9 (12.8)	12.8 (11.4)	12.6 (8.3)	27.5 (19)
Soft coral	1.2 (1.2)	2.5 (3.5)	1.6 (2.1)	3.7 (7.0)	1.6 (1.6)	4.7 (3.1)	0.9 (0.9)	1.8 (2.5)	2.2 (2.2)	4.1 (4.0)	4.9 (4.6)	3.0 (3.3)	7.1 (6.1)	3.4 (4.8)	15.5 (12.5)
Rock	20.1 (15.8)	19.9 (9.9)	42.1 (28.3)	9.3 (7.8)	13.9 (10.1)	10.9 (10.3)	24.1 (25.8)	10.9 (5.8)	16.0 (8.7)	11.9 (16.7)	23.9 (21.4)	15.0 (7.5)	14.1 (12.9)	19.4 (26.2)	6.9 (7.8)
Rubble	47.1 (20.8)	36.1 (19.6)	3.8 (6.5)	22.4 (20.9)	31.6 (25.3)	28.2 (24.6)	36.9 (21.7)	38.1 (23.)	31.3 (15.7)	27.1 (21.7)	10.5 (12)	34.0 (22.1)	21.6 (21.2)	23.2 (22.1)	14.3 (25.6)
Recently killed coral	0.2 (0.6)	0.1 (0.1)	0.3 (0.4)	0.2 (0.4)	0.1 (0.1)	0 (0)	0.3 (0.9)	0 (0)	0 (0)	0.1 (0.1)	0 (0)	0.1 (0.1)	0.1 (0.1)	0 (0)	0.9 (1.9)
Sand	7.2 (15.6)	13.5 (10.3)	7.0 (11.6)	14.6 (24.5)	37.1 (27.6)	28.4 (18.7)	25.0 (23.3)	17.5 (11.4)	25.7 (16.5)	0.6 (1.5)	29.9 (21.3)	19.0 (17.7)	34.6 (27.6)	37.9 (27.5)	18.5 (26.6)
Sediment	0.1 (0.2)	0 (0)	13.4 (28.2)	33.2 (31)	0 (0)	2.5 (9.0)	0.3 (0.7)	1.9 (2.6)	0 (0)	2.9 (8.6)	0 (0)	0 (0)	5.3 (17.3)	0.1 (0.1)	3.9 (9.5)
Algae	9.2 (24.6)	2.3 (4.3)	7.3 (9.7)	3.7 (5.1)	1.0 (2.7)	4.4 (11.5)	2.7 (3.2)	3.2 (4.4)	0.3 (0.5)	12.3 (14.4)	0.1 (0.3)	0.5 (0.9)	1.0 (1.6)	0.1 (0.1)	11.5 (13.2)
Sponge	0.6 (1.3)	0.2 (0.2)	0.1 (0.2)	1.5 (2.5)	0.6 (0.8)	1.3 (2.1)	1.8 (3.6)	4.1 (5.7)	1.9 (1.9)	0.6 (1.3)	0.1 (0.0)	0.1 (0.1)	0.9 (1.2)	0.4 (0.3)	1.0 (0.7)
Other	3.9 (4.4)	7.8 (5.8)	0.4 (0.2)	0.6 (1.0)	2.1 (2.7)	2.6 (3.1)	2.9 (3.6)	3.6 (4.1)	0.4 (0.1)	0.1 (0.1)	4.2 (3.9)	5.5 (5.8)	2.5 (3.3)	2.9 (3.6)	0 (0)

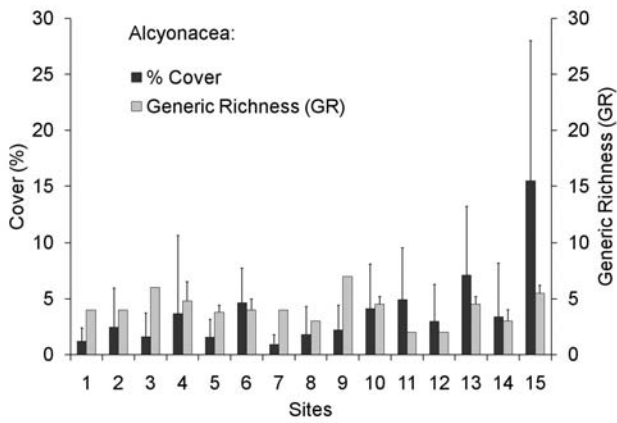


FIGURE 2. Percentage cover (%) and Generic Richness (GR) of Alcyonacea at each study site (mean values with standard deviations indicated where n>0).

nisers; sometimes considered as reef invaders, they are capable of dominating vast areas of reef (e.g., on the Great Barrier Reef, Fabricius 1998). They are also known to release toxins and cause mortality or growth inhibition in adjacent hard corals (Maida et al. 1995), thus out-competing them for space. In fact, during this study, *Sarcophyton* was observed over-growing a *Turbinaria* (Scleractinia: Dendrophilliidae) colony. Their competitive nature allows them to form large, species-poor stands (Fabricius 1998), as were observed on the shallow (less than one metre) reef flats of Sites 5, 6, 8 and 9. Large, species-poor aggregations are broadly considered a sign of poor reef health (Fabricius 1998). *Sinularia*, however, are the greatest contributors of alcyonarian spiculate to benthic sediments (Konishi 1981); their presence in

large numbers may therefore contribute to reef-building and constitute an important component of stable reef communities.

Rhytisma is characteristically found encrusting over living or non-living hard substrates (Fabricius and Alderslade 2001). Rock and rubble contributed to the benthos at all study sites (Table 1), which explains the presence of *Rhytisma* at most of them. During this study, *Rhytisma* was observed encrusting over large areas of *Galaxea* (Scleractinia: Oculinidae) as well as non-living substrates.

All other genera were recorded in low abundance except *Anthelia*, which were locally abundant at Site 15 (Nosy Langoro) (Table 2). *Anthelia* are non-pulsating feathery Xeniids, largely reliant on water flow for a constant supply of food, and are normally found between six and 20 m depth (Gosliner et al. 1996); hence conditions for this genus seem to be favourable at Nosy Langoro (Table 2).

FACTORS AFFECTING THE DISTRIBUTION OF ALCYONACEA.

Although no linear relationship was found, high alcyonacean diversity (GR) often coincided with a high percentage cover of Alcyonacea (i.e., at Sites 4, 10, 13 and 15, Figure 2). The Alcyonacea community compositions of these sites were shown to be relatively dissimilar to one another and to the other sites surveyed. Three of these sites (S 4, 10 and 15) were characterised by relatively extreme environmental conditions compared to the rest of the bay (Table 2). Sites 10 and 15 were characterised as being amongst the deepest (i.e., Maximum Depth), most exposed and least turbid (Table 2); they also had a high percentage cover of hard corals and a low percentage cover of sediment (Table 1). In contrast, Site 4 was characterised as being amongst the shallowest (i.e., Maximum Depth), least exposed and most turbid (Table 2); it also had a low percentage cover of

TABLE 2. Clustering of study sites (S1 to S15) and the characteristic environmental conditions of each site. Sites were clustered according to their Alcyonacea community composition, i.e., median Relative Abundance (RA) of each Alcyonacea genus and mean Generic Richness (GR). ●: RA - 1, ○: RA - 0.5 such that ●: one or few, ●●: uncommon, ●●●: common, ●●●●: abundant, ●●●●●: dominant. Please refer to 'Study Sites' section of article for explanations of how environmental parameters were measured. Shall: shallow, Mod.: moderate, Shelt.: sheltered, Exp.: exposed, Turb.: turbid.

	Cluster 1					Cluster 2						Outliers				
	S11	S12	S5	S2	S14	S6	S8	S1	S13	S7	S9	S10	S15	S3	S4	
<i>Anthelia</i>												●	●●●●			
<i>Dendronephthya</i>			●							○		●	●			
<i>Heteroxenia</i>									○					●●	●●	
<i>Lemnalia</i>													●			
<i>Litophyton</i>										○		●○				
<i>Lobophytum</i>				●						○	○	●	○			
<i>Rhytisma</i>						●●	●●	●●	●○	●	●●	●○	●●○	●	●●○	
<i>Sarcophyton</i>	●●●	●●	●●●	●●●●	●●●●	●●●	●●●	●●	●●●○	●	●●●	●○	●	●	●	
<i>Sinularia</i>	●●●●	●●●	●●●●	●●●	●●●	●●●●	●●●●	●●●	●●●○	●●○	●●●	●●	●●●	●	●●○	
<i>Tubipora</i>											●		○	●		
<i>Xenia</i>								●	●●	○	●●			●●	●●○	
Gorgonian				●					○		●	●				
Mean GR (S.D.)	2 (0)	2 (0)	3.8 (0.6)	4 (0)	3 (1)	4 (1)	3 (0)	4 (0)	4.5 (0.7)	4 (0)	7 (0)	4.5 (0.7)	5.5 (0.7)	6 (0)	4.8 (1.7)	
Maximum Depth	Shall.	Mod.	Shall.	Mod.	Mod.	Shall.	Mod.	Mod.	Shall.	Shall.	Mod.	Deep	Deep	Shall.	Shall.	
Exposure	Mod.	Mod.	Mod.	Mod.	Mod.	Shelt.	Shelt.	Mod.	Shelt.	Mod.	Exp.	Exp.	Exp.	Shelt.	Shelt.	
Water Clarity	Mod.	Mod.	Mod.	Mod.	Mod.	Mod.	Clear	Mod.	Mod.	Mod.	Mod.	Clear	Clear	Turb.	Turb.	

hard corals and a high percentage cover of sediment (Table 1). Under more moderate environmental conditions, Alcyonacea assemblages tended to be relatively similar to one another: less diverse and often characterised by an abundance of *Sinularia* and *Sarcophyton* (Table 2).

It is not surprising that Alcyonacea would benefit from the high exposure and water clarity at Sites 10 and 15; these conditions aid passive suspension feeding (Fabricius et al. 1995, Fabricius and De'ath 1997), removal of sediments (Riegl 1995) and phototrophy (Fabricius and De'ath 1997, Fabricius and McCorry 2006). However, Alcyonacea appear to have had some alternative competitive advantage over hard corals at Site 4. Fabricius (1998) reported that alcyonarian dominance in inshore waters is often attributed to disturbance such as sedimentation or physical damage. Others suggest an advantage could stem from a higher tolerance of sediment loading (van Katwijk et al. 1993), or from nutrient enrichment, low light availability and reduced predation in shallow inshore waters (Alino et al. 1992).

RECOMMENDATIONS FOR ANTSIRANANA BAY.

Alcyonacea constitute an important part of stable coral reef communities. However, they are capable of monopolising vast areas of the benthos (over 50% cover), particularly on shallow, wave-protected fringing reefs and on disturbed reefs (Fabricius 1998). High abundance alone is not considered an indicator of poor reef health, but disturbance-related dominance of species-poor stands may be detrimental to the recruitment and survival of hard corals (Fabricius 1998). At present, the contribution of Alcyonacea to the shallow-water reef benthos in northwest Antsiranana Bay is comparable to recent records from other parts of Madagascar (Webster and McMahon 2002, Nadon et al. 2007, Harding and Randriamanantsoa 2008) and also from other geographic regions (e.g., Great Barrier Reef, Fabricius 1997 and Caribbean, Tratalos and Austin 2001). Disturbance-related abundance was only observed at Site 9 during this study, but the reefs there supported the highest alcyonacean diversity in general. Future monitoring would allow identification of potential phase-shifts towards Alcyonacea-dominated communities. However, at present, we believe that the Alcyonacea of Antsiranana Bay are ecologically important and thus should be conserved along with the other ecosystem components. Furthermore, they may hold potential economic value should the usage of Antsiranana Bay change in the future; for example if ecotourism or alternative livelihoods, based on alcyonacean resource use, were to be developed.

Marine protected areas (MPAs) have become central to the ecosystem approach to coral reef management (Mascia 2001). Motivations for their establishment include economic benefits to tourism as well as the conservation of ecosystems and their sustainable use (Agardy 1994). If the establishment of MPAs is considered in Antsiranana Bay in the future, it is essential that information about all reef taxa be taken into account in the design process. There is general consensus amongst the scientific community that MPAs should be located in high quality habitats, preferably where there is exposure to ocean currents for effective dispersal (Mascia 2001). On this basis, in Antsiranana Bay we would expect that Sites 10 and 15 would be selected for protection because of their high coral cover (>40%), proximity to the mouth of the bay, and exposure to wind and wave energy. However, it is also suggested that MPAs should protect representative habitats (Kelleher et al. 1995); Table 2

indicates that the alcyonacean components of the habitats in Sites 10 and 15 were not representative of the northwest of Antsiranana Bay. While these sites were amongst the most diverse parts of the bay studied, containing ten Alcyonacea genera, two genera (*Heteroxenia* and *Xenia*) were absent. This is potentially important since both have been shown to contain useful bioactive compounds for medicine (Duh et al. 2002, Radwan et al. 2002).

We recommend that this survey of the Alcyonacea on the shallow reefs in the northwest of Antsiranana Bay should be extended to include the rest of the bay, particularly the shallow coral reefs observed in the northeast, and also deeper non-reef habitats. These analyses should also be built upon with similar studies of other reef taxa. Further studies would help to increase the amount of empirical data to address the lack of information from this part of the western Indian Ocean, and would provide the baseline knowledge and understanding necessary to inform sound future management plans and implementation for the area.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was conducted as part of a long-term monitoring project on the reefs of Antsiranana Bay, funded by the Society for Environmental Exploration (SEE). We would like to thank the Institut Halieutique et des Sciences Marines for allowing us to conduct our research, as well as all the staff and volunteers who participated in this study. Additional thanks go to three anonymous reviewers and Dr. Keith Weston for their valuable constructive feedback on this manuscript.

REFERENCES

- Agardy, T. 1994. Advances in marine conservation: the role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 267–270. (doi:10.1016/0169-5347(94)90297-6)
- Alino, P. M., Sammarco, P. W. and Coll, J. C. 1992. Competitive strategies in soft corals (Coelenterata, Octocorallia). IV. Environmentally induced reversals in competitive superiority. *Marine Ecology Progress Series* 81: 129–145.
- Allen, G. R. and Steene, R. 2003. *Indo-Pacific Coral Reef Field Guide*. Tropical Reef Research, Singapore.
- Baardseth, E. 1970. A Square-scanning, two Stage Sampling Method of Estimating Seaweed Quantities. *Norwegian Institute of Seaweed Research Report* 33: 1–40.
- Benayahu, Y., Shlagman, A. and Schleyer, M. H. 2003. Corals of the South-west Indian Ocean: VI. The Alcyonacea (Octocorallia) of Mozambique, with a discussion on soft coral distribution on south equatorial East African reefs. *Zoologische Verhandelingen Leiden* 345: 49–57.
- Browne, N. B., Markham, H., Fanning, E. and Weaver, D. 2007. A Proposed Marine Management Strategy: Diego-Suarez Bay. *Frontier Madagascar Environmental Research Report* 16. Society for Environmental Exploration, London and Institut Halieutique et des Sciences Marines, Toliara. <http://www.frontier.ac.uk/Publications/Files/2010_11_22_17_24_26_564.pdf> downloaded 6 April 2010.
- Burke, L., Reytar, K., Spalding, M. and Perry, A. (eds.) 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute, Washington DC. <http://pdf.wri.org/reefs_at_risk_revisited.pdf> downloaded 5 March 2011.
- Changyun, W., Haiyan, L., Changlun, S., Yanan, W., Liang, L. and Huashi, G. 2008. Chemical defensive substances of soft corals and gorgonians. *Acta Ecologica Sinica* 28(5): 2320–2328. (doi:10.1016/S1872-2032(08)60048-7)
- Cooke, A., Lutearms, J. R. E. and Vasseur, P. 2003. Marine and coastal ecosystems. In: *The Natural History of Madagascar*. S. M. Goodman and J. P. Benstead (eds.), pp 179–208. The University of Chicago Press, Chicago.

- Cornell University. 2001. Commune level census. Ilo program of Cornell University in collaboration with INSTAT (the national statistical institute) and FOFIFA (the national center for agricultural research). <<http://www.ilo.cornell.edu/ilo/data.html>>
- Duh, C. Y., Chien, S. C. and Song, P. Y. 2002. New cadinene sesquiterpenoids from the Formosan soft coral *Xenia puerto-galerae*. *Journal of Natural Products* 65: 1853–1856. (doi:10.1021/np0203281)
- Dytham, C. 2005. *Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide*. 2nd Edition. Blackwell Publishing, Oxford.
- Fabricius, K. E. 1997. Soft coral abundance on the central Great Barrier Reef: effects of *Acanthaster planci*, space availability, and aspects of the physical environment. *Coral Reefs* 16: 159–167. (doi:10.1007/s003380050070)
- Fabricius, K. E. 1998. Reef invasion by soft corals: which taxa and which habitats? In: *Proceedings of the Australian Coral Reef Society 75th Anniversary Conference*. J. G. Greenwood and N. J. Hall (eds.), pp 77–90. School of Marine Science, The University of Queensland, Brisbane.
- Fabricius, K. E. and De'ath, G. 1997. The effects of flow, depth and slope on cover of soft coral taxa and growth forms on Davies Reef, Great Barrier Reef. In: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium Vol. 2*. H. A. Lessios and I. G. Macintyre (eds.), pp 1071–1076. Smithsonian Tropical Research Institute, Panama.
- Fabricius, K. E. and Alderslade, P. 2001. *Soft Corals and Sea Fans: A Comprehensive Guide to the Tropical Shallow Water Genera of the Central-West Pacific, the Indian Ocean and the Red Sea*. Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Fabricius, K. E. and McCorry, D. 2006. Changes in octocoral communities and benthic cover along a water quality gradient in the reefs of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* 52: 22–33. (doi:10.1016/j.marpolbul.2005.08.004)
- Fabricius, K. E., Genin, A. and Benayahu, Y. 1995. Flow-dependent herbivory and growth in zooxanthellae-free soft corals. *Limnology and Oceanography* 40, 7: 1290–1301.
- Fowler, J., Cohen, L. and Jarvis, P. 1999. *Practical Statistics for Field Biology*. Second Edition. John Wiley & Sons, Chichester.
- Gosliner, T. M., Behrens, D. W. and Williams, G. C. 1996. *Coral Reef Animals of the Indo-Pacific*. Monterey Press, California.
- Harding, S. and Randriamanantsoa, B. 2008. Coral reef monitoring in marine reserves of northern Madagascar. In: *Ten years after bleaching – facing the consequences of climate change in the Indian Ocean*. CORDIO Status Report 2008. D. Obura, J. Tamelander and O. Linden (eds.), pp 93–106. CORDIO, Mombasa.
- Healy, T. and Harada, K. 1991. Definition and physical characteristics of the world's enclosed coastal seas. *Marine Pollution Bulletin* 23: 639–644. (doi:10.1016/0025-326X(91)90749-1)
- Hodgson, G., Kiene, W., Mihaly, J., Liebel, J., Shuman, C. and Maun, L. 2004. *Reef Check Instruction Manual: A Guide to Reef Check Coral Reef Monitoring*. Reef Check, Institute of the Environment, UCLA, Los Angeles.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine Freshwater Research* 50: 839–866. (doi:10.1071/MF99078)
- Kelleher, G., Bleakley, C. and Wells, S. 1995. *A Global Representative System of Marine Protected Areas*. World Bank, Washington.
- Konishi, K. 1981. Alcyonarian spiculite: limestone of soft corals. In: *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium Vol. 1*. E. D. Gomez, C. E. Birkeland, R. W. Buddemeier, R. E. Johannes, J. A. Marsh, Jr. and R. T. Tsuda (eds.), pp 643–649. Marine Sciences Center, University of the Philippines, Manila.
- Maida, M., Sammarco, P. W. and Coll, J.C. 1995. Effects of soft corals on scleractinian coral recruitment. I: Directional allelopathy and inhibition of settlement. *Marine Ecology Progress Series* 121: 191–202. (doi:10.3354/meps121191)
- Malyutin, A. N. 1992. Octocorallia from the Seychelles Islands with some ecological observations. In: *Results of the USSR-USA expedition in marine biology to the Seychelles Islands*. M. M. Littler and D. S. Littler (eds.). *Atoll Research Bulletin No. 367*, 3: 1–4.
- Markham, H. L. and Browne, N. K. 2007. Baseline survey protocol. In: *Diving for Science 2007*. N. W. Pollock and J. M. Godfrey (eds.), pp 13–22. *Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences 26th Symposium*, Dauphin Island, AL.
- Mascia, M. B. 2001. *Designing Effective Coral Reef Marine Protected Areas: A Synthesis Report Based on Presentations at the 9th International Coral Reef Symposium*. World Commission on Protected Areas – Marine, World Conservation Union, Washington, D.C. <<http://www.vidi.comyr.com/pilihan/PUSTAKA/Marine%20Protected%20Area/Designing%20Effective%20MPA%27s%20UCN%202001.pdf>> downloaded on 12 March 2011.
- McKenna, S. A. 2003. The condition of coral reefs in northwest Madagascar. In: *A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Coral Reefs of Northwest Madagascar*. *Bulletin of the Rapid Assessment Program* 31. S. A. McKenna and G. R. Allen (eds.), pp 54–67. Conservation International, Washington, D.C.
- Nadon, M. O., Griffiths, D., Doherty, E. and Harris, A. 2007. The status of coral reefs in the remote region of Andavadoaka, southwest Madagascar. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 6: 207–218.
- Pichon, M. 1978. Recherches sur les peuplements à dominance d'anthozoaires dans les récifs coralliens de Tuléar (Madagascar). *Atoll Research Bulletin* 222.
- Radwan, F. F. Y., Aboul-Dahab, H. M. and Burnett, J. W. 2002. Some toxicological characteristics of three venomous soft corals from the Red Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology* 132: 25–35. (doi:10.1016/S1532-0456(02)00045-5)
- Riegl, B. 1995. Effects of sand deposition on scleractinian and alcyonacean corals. *Marine Biology* 121: 517–526. (doi:10.1007/BF00349461)
- Sjøtun, K. and Fredriksen, S. 1995. Growth allocation in *Laminaria hyperborea* (Laminariales, Phaeophyceae) in relation to age and wave exposure. *Marine Ecology Progress Series* 126: 213–222. (doi:10.3354/meps126213)
- Sjøtun, K., Fredriksen, S. and Rueness, J. 1998. Effect of canopy biomass and wave exposure on growth in *Laminaria hyperborea* (Laminariaceae: Phaeophyta). *European Journal of Phycology* 33: 337–343. (doi:10.1080/09670269810001736833)
- Trtalos, J. A. and Austin, T. J. 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* 102: 67–75. (doi:10.1016/S0006-3207(01)00085-4)
- Turak, E. 2003. Reef corals of northwest Madagascar. In: *A Rapid Marine Biodiversity Assessment of the Coral Reefs of Northwest Madagascar*. *Bulletin of the Rapid Assessment Program* 31. S. A. McKenna and G. R. Allen (eds.), pp 26–31. Conservation International, Washington, D.C.
- van Katwijk, M. M., Meier, N. F., van Loon, R., van Hove, E. M., Giesch, W. B. J. T., van der Velde, G. and den Hartog, C. 1993. Sabaki River sediment load and coral stress: correlation between sediments and the condition of the Malindi-Watamu reefs in Kenya (Indian Ocean). *Marine Biology* 117: 675–683.
- Verseveldt, J. 1969. Octocorallia from north-western Madagascar (Part I). *Zoologische Verhandelingen Leiden* 106: 1–38.
- Verseveldt, J. 1971. Octocorallia from north-western Madagascar (Part II). *Zoologische Verhandelingen Leiden* 117: 1–73.
- Verseveldt, J. 1980. A revision of the genus *Sinularia* (Octocorallia: Alcyonacea). *Zoologische Verhandelingen Leiden* 179: 1–128.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. *From Ocean to Aquarium*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Webster, F. J. and McMahon, K. 2002. An assessment of coral reefs in northwest Madagascar. In: *Coral Reef Degradation in the Indian Ocean: Status Report 2002*. O. Linden, D. Souter, D. Wilhelmsson and D. Obura (eds.), pp 190–201. CORDIO, Kalmar.
- Windguru. 2010. <<http://www.windguru.cz>> accessed and data downloaded 2 June 2010.

SUPPLEMENTARY MATERIAL.

AVAILABLE ONLINE ONLY.

TABLE S1. Location and characteristic environmental conditions of each study site. Please refer to 'Study Sites' section of article for explanations of how parameters were measured.

TABLE S2. Sampling effort of study sites during 2008 field survey. LIT: Line Intercept Transect methodology, REA: Rapid Ecological Assessment methodology.

FIGURE S1. Dendrogram using average linkage (within groups) cluster method and Pearson correlation measure, indicating similarity of sites in terms of Alcyonacea community composition, i.e. median Relative Abundance (RA) of each Alcyonacea genus and mean Generic Richness (GR).

ARTICLE

Lois et règlements sur la faune sauvage à Madagascar : Progrès accomplis et besoins du futur

Andrinajoro R. Rakotoarivelo^I, Julie H. Razafimanahaka^I,
Sahondra Rabesihanaka^{II}, Julia P. G. Jones^{III} and
Richard K. B. Jenkins^{I,III,IV}

Correspondence:

Andrinajoro Rakotoarivelo
Madagasikara Voakajy
B. P. 5181, Antananarivo, Madagascar
E-mail: andrinajoro@moov.mg

RÉSUMÉ

Les lois et règlements déterminant les niveaux de protection des espèces de la faune et de la flore sauvages sont des indicateurs importants de l'importance qu'accorde un pays à la conservation de sa biodiversité. Dans cette revue, nous évaluons la cohérence entre les lois et règlements portant sur la gestion de la faune sauvage à Madagascar, en considérant la législation nationale, les conventions internationales ratifiées et la Liste Rouge de l'UICN pour les confronter aux réalités locales. Suite à nos analyses, nous pouvons conclure que Madagascar dispose d'un cadre juridique adéquat pour réglementer la protection et l'exploitation des animaux sauvages. Cependant, des révisions et mises à jour sont nécessaires, particulièrement en ce qui concerne la liste des espèces dans les différentes catégories et la facilitation de la mise en application de la loi.

ABSTRACT

In many countries wildlife species are threatened by hunting for meat or collection for the pet trade. Wildlife laws which control where these activities can occur, limit the timing of exploitation, or provide strict protection for some species are therefore an important component of the conservation strategy. However it is important that these wildlife laws reflect the ecology and threat status of the species concerned, and that they are aligned with any relevant international conventions. In this article we discuss the legal framework for exploiting and protecting tetrapod species in Madagascar. We review the 2006 update to wildlife legislation with respect to international treaties, other national legislation and the IUCN Red List of Threatened Species. We also present a summary of the different categories of hunting (sport, commercial, scientific, and subsistence) and the control of hunting in protected areas. Madagascar has a sound legal framework for the use and protection of wildlife and the classification of species into protected, pest and legally hunted is clear and mostly fits well with the species' classification according to the IUCN Red List and CITES. A revision of the protected species list managed is needed however to (i) include marine mammals that

are protected by fisheries law and the Convention on Migratory Species and to (ii) better reflect the rights of people whose livelihoods rely heavily on the income or protein derived from hunting animals. Renewed effort to communicate and enforce wildlife legislation is needed, especially regarding the illegal hunting and export of protected species. This would also support the ongoing initiative to expand the protected area system and could be integrated into a revised National Biodiversity Strategy and Action Plan that Madagascar should produce for 2011-2020 as part of its commitment to implementing the Convention on Biological Diversity.

KEYWORDS: Conservation, exploitation, hunting, legislation, protected species.

MOTS CLEFS : Conservation, exploitation, chasse, législation, espèces protégées.

INTRODUCTION

La chasse pour la consommation et la domestication figure parmi les pressions directes qui menacent les vertébrés dans les pays tropicaux (Wilkie et al. 1992, Bakkar et al. 2001, Fa et al. 2002, Corlett 2007). Afin de minimiser les impacts négatifs, la mise en place de lois définissant des aires d'exclusion de chasse, interdisant l'exploitation cynégétique de certaines espèces ou limitant l'exploitation de gibiers à une période définie, fait partie des stratégies adoptées par plusieurs pays. Si dans la pratique, un système de législation clair et bien compris n'est pas suffisant pour assurer la conservation, il constitue une première étape essentielle (Keane et al. 2008). Dans les pays en voie de développement, l'insuffisance des ressources humaines et financières limite la capacité des gouvernements à mettre en application la législation sur la conservation des espèces (Wilkie et al. 1992, Peres et Terborgh 1995, Wilkie et al. 2001).

Madagascar est un pays de mégadiversité avec une nature d'une extrême richesse et un degré d'endémisme élevé. Il fait partie des régions prioritaires en matière de conservation de la biodiversité (Myers et al. 2000). Au cours de ces dernières

^I Madagasikara Voakajy B. P. 5181, Antananarivo, Madagascar, Phone: + (261) 202252379.

^{II} Service de la Gestion de la Faune et de la Flore Direction de la Valorisation des Ressources Naturelles, Direction Générale des Forêts, Ministère de l'Environnement et des Forêts, B. P. 243, Nanisana, Antananarivo, Madagascar. Phone: (+261) 22 411 55.

^{III} School of Environment, Natural Resources and Geography, Bangor University, Bangor LL57 2UW, UK. Phone: +44 (0) 1248 382650.

^{IV} Durrell Institute of Conservation and Ecology, School of Anthropology and Conservation, University of Kent, Canterbury, Kent, CT2 7NZ, UK

années, le niveau de connaissance de l'état de la biodiversité s'est développé, et une estimation récente montre que l'écosystème malgache abrite environ 12 000 espèces de plantes, 363 espèces de reptiles, 238 espèces d'amphibiens, 283 espèces d'oiseaux, 165 espèces de poissons et 99 espèces de lémuriers (Goodman et Benstead 2005). Cependant, la chasse aux espèces de la faune sauvage est répandue sur l'ensemble de l'île (Goodman et Raselimanana 2003, Goodman et al. 2004, Rakotondravony 2006). Des études portant sur des ossements de lémuriers subfossiles ont montré que la chasse était déjà pratiquée il y a 2000 ans (Perez et al. 2005). De nos jours, la viande de brousse prend une place plus ou moins importante dans l'alimentation des populations rurales malgaches (Rakotondravony 2006). Les vertébrés concernés par la chasse sont les cétacés, les siréniens, les lémuriers, les tenrecs, les sangliers, les carnivores, les chauves-souris, les oiseaux, les reptiles et les amphibiens (Randriamanalina et al. 2000, Garcia et Goodman 2003, Goodman et Raselimanana 2003, Nicoll 2003, Goodman et al. 2004, Rakotondravony 2006, Jenkins et Racey 2008, Kiszka et al. 2008, Golden 2009, Jenkins et al. 2009, Randrianandrianina et al. 2010). Alors que les volumes concernés par la chasse n'avaient été guère abordés dans l'histoire, la question a récemment reçu bien plus d'attention. Plus récemment encore, certains auteurs ont soupçonné que les collectes illégales d'espèces protégées pour la consommation locale et le commerce international ont augmenté depuis le début de la crise politique en mars 2009 (Barret et Ratsimbazafy 2009, Draper 2010).

Les premières actions visant à promulguer des lois destinées à protéger les animaux sauvages de Madagascar remontent à 1923 et portaient alors sur la tortue à écailles *Eretmochelys imbricata* et la tortue verte *Chelonia mydas* (Rakotonirina et Cooke 1994). En 1960, une ordonnance incluant un plus large éventail d'espèces a été promulguée (ordonnance 60-126 du 3 octobre 1960). Plusieurs autres lois et textes ont ultérieurement été adoptés au niveau national, et les réglementations nationales et les conventions internationales ont été appliquées parallèlement pour la gestion de l'exploitation et de l'aménagement des forêts, des aires protégées et des espèces terrestres et aquatiques.

En ne considérant que les espèces marines, Cooke (sous presse) montre que la réglementation portant sur les espèces protégées à Madagascar présente plusieurs incohérences. Cette revue compile les lois et réglementations en vigueur pour régir la chasse et la collecte des espèces de faune sauvage à Madagascar. Nous comparons la catégorisation appliquée au niveau national avec celles des conventions et traités internationaux ratifiés par Madagascar (Convention sur la Diversité Biologique - CDB, Convention sur le Commerce International des Espèces de Faune et de Flore - CITES, Convention de Bonn - CMS, Convention d'Alger, Convention de Nairobi), les évaluations des scientifiques pour la Liste Rouge de l'UICN et les réalités locales. Si la présente revue est limitée aux tétrapodes, nous n'ignorons pas que les poissons et les invertébrés sont également exploités pour la consommation et la commercialisation à Madagascar.

MÉTHODOLOGIE

Cette étude a été basée sur deux méthodes principales que sont la documentation et l'interview. La documentation nous a permis de compiler toutes les lois et réglementations rela-

tives à la chasse à Madagascar. Les documents ont été obtenus de trois directions sous le Ministère de l'Environnement et des Forêts (MEF), Direction Générale des Forêts (DGF) sises à Antananarivo : (i) la Direction de la Conservation de la Biodiversité et du Système des Aires Protégées (DCBSAP), (ii) la Direction de la Valorisation des Ressources Naturelles (DVRN) et (iii) la Direction Régionale de l'Environnement et des Forêts (DREF) Analamanga. D'autres documents proviennent du Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (MPRH) d'Antananarivo et une revue préparée par Cooke (sous presse) a complété l'ensemble. Les informations sur les conventions internationales ainsi que les statuts de conservation de l'UICN ont été obtenues en ligne (www.iucnredlist.org, www.cites.org, www.cms.int, www.unep.org/NairobiConvention, www.africa-union.org/root/au/Documents/Treaties). Des interviews ont été menées avec les responsables et les juristes affiliés au MEF afin de mieux cerner l'interprétation et les modalités d'application des textes en vigueur. Des expertises régionales et des documents n'existant que dans les autres régions nous ont certainement échappé mais le temps imparti à cette étude nous a limités aux enquêtes dans la région d'Antananarivo.

Une base de données comprenant 1137 espèces présentes à Madagascar a été établie à partir des informations disponibles sur la Liste Rouge de l'UICN et d'autres références bibliographiques pour les taxons non représentés sur la Liste Rouge (cas de Reptiles - Glaw et Vences 2007) ou d'espèces récemment découvertes (ex. Andriantompohavana et al. 2007, Craul et al. 2007, Goodman et al. 2009). Les catégories auxquelles chaque espèce appartient au niveau national, selon l'UICN et suivant les conventions internationales ont également été compilées dans la base de données.

RÉSULTATS

CONVENTIONS INTERNATIONALES. Madagascar a ratifié quatre conventions internationales liées à l'utilisation et la conservation des animaux. La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) a été ratifiée le 4 mars 1996 (loi 1995-013 et décret 1995-695). Cette convention a pour objectif de conserver la diversité biologique par l'utilisation durable de ses éléments et une distribution équitable des bénéfices. Elle n'influe pas directement sur les modes d'exploitation ou de protection des espèces mais elle fournit un cadre adapté dans la Stratégie Nationale pour la Gestion de la Biodiversité. La Convention de Ramsar, ratifiée en 1998, encourage l'utilisation rationnelle des zones humides mais ne fournit pas d'informations au niveau des espèces (loi 1998-003 et décret 1998-261). La Convention sur le Commerce International des Espèces de Faune et de Flore Sauvages Menacées d'Extinction (CITES) porte exclusivement sur les espèces menacées par le commerce international mais ne contrôle pas les exploitations nationales pour la consommation des ménages ou d'autres utilisations. Elle a été ratifiée le 16 août 1975 (ordonnance 1975-014). La Convention sur les Espèces Migratrices (CMS) a été ratifiée le 1^{er} janvier 2007, elle a pour objectif de protéger les espèces migratrices sur l'ensemble de leur territoire. Pour les espèces inscrites à l'annexe 1 de cette convention, les parties signataires s'engagent à interdire les prélèvements dans la nature mais peuvent autoriser les collectes à des fins scientifiques ou l'utilisation traditionnelle pour la subsistance. Les espèces figurant à l'annexe 2 sont menacées dans une certaine mesure et leur survie dépend des

accords internationaux pour leur conservation et leur gestion. Madagascar a signé l'Accord sur les tortues marines, le dugong et les oiseaux de proie ainsi que l'Accord sur la Conservation des Oiseaux d'eau Migrateurs d'Afrique-Eurasie.

CONVENTIONS AFRICAINES. La Convention de Nairobi sur la protection, la gestion et le développement de l'environnement marin et côtier de la région de l'Afrique de l'Est a été signée à Nairobi en 1985 et ratifiée par Madagascar en 1998 (loi 1998-004 et décret 1998-260). Cette convention liste les espèces animales dans trois annexes et les parties signataires s'engagent à protéger les espèces listées. La Convention d'Alger (1968) a été ratifiée par Madagascar en 1970 (Loi 1970-004). Elle engage les parties à protéger toutes les espèces d'une classe A et permettre la chasse ou la collecte des espèces d'une classe B sous réserve d'une autorisation.

LÉGISLATION NATIONALE. Madagascar a adopté différentes réglementations portant sur l'utilisation et la conservation des espèces animales sauvages, notamment à travers le Ministère de l'Environnement et des Forêts (MEF) et le Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (MPRH). Le décret du 23 mai 1923 pour la protection de deux espèces de tortues marines interdisait la capture des femelles en nidification et de tout individu dont la longueur de la carapace était inférieure à 50 cm (Rakotonirina et Cooke 1994). Ces textes ont été appuyés par celui du 23 octobre 1924 pour la protection des tortues marines en nidification (Rakotonirina et Cooke 1994). Les ordonnances 1960-126 et 1960-128 concernent l'exploitation (ex. chasse et pêche) et la protection des espèces et des habitats ; elles ont été complétées par l'arrêté 327-MAP/FOR de 1961 portant sur les saisons de chasse et l'ordonnance 1962-20 sur la protection des lémuriers. La convention CITES a été ratifiée par Madagascar par l'ordonnance 1975-014 et mise en application par le décret 2005-848. Des révisions des lois sur la chasse, la convention CITES et la protection des espèces ont été effectuées en 2006 et mises en applications, par les décrets 2006-098 et 2006-400. Les lois et règlements portant sur la création et la gestion des aires protégées ont aussi des influences sur l'exploitation des animaux sauvages (décret 2005-848). La pêche et l'aquaculture ont toujours été gouvernées par un ministère distinct de celui en charge de l'environnement et des forêts, il s'agit actuellement du MPRH. Ce ministère régit l'exploitation de toutes les espèces aquatiques (ex. ordonnances 1985-013 et 1993-022), y compris les poissons et les invertébrés aquatiques (que nous ne traitons pas dans la présente revue) et est aussi responsable de contrôler la collecte de cétacés, de siréniens, de reptiles aquatiques et de certains amphibiens.

PROTECTION ET GESTION DES ESPÈCES. Le décret 2006-400 classe les espèces de faune sauvage de Madagascar en trois catégories au niveau du MEF : les espèces protégées (catégorie 1) réparties en deux classes (1 et 2), les espèces nuisibles (catégorie 2) et les gibiers (catégorie 3). La liste associée à ce décret présente 654 vertébrés (Tableau 1), de sorte que 480 des espèces de notre base de données en sont absentes. Au niveau du MPRH, l'ordonnance 1993-022 stipule qu'il est interdit de capturer et de tuer tout mammifère marin y compris les baleines et les dauphins sur l'ensemble du territoire de Madagascar, de sorte que ces espèces sont protégées de facto.

Les espèces protégées de la catégorie 1 sont séparées en deux classes dont la première, catégorie 1, classe 1 (Cat. 1.1),

TABLEAU 1. Les 1134 espèces des classes des Mammifères, des Oiseaux, des Reptiles et des Amphibiens dans les catégories de protection des espèces de la faune sauvage dans la législation sur la chasse malgache (annexe du décret 2006-400)

Classes	Espèces protégées				Non catégorisées
	Cat. 1.1	Cat. 1.2	Cat. 2.0	Cat. 3.0	
Amphibia	25	37	0	46	124
Aves	62	66	2	127	37
Mammalia	107	13	5	5	111
Reptilia	26	114	0	19	208
Totaux	220	230	7	197	480

inclut les espèces qui bénéficient d'une protection absolue sur l'ensemble du territoire de la république. La chasse, la capture, la détention, la consommation et la commercialisation des espèces de la classe Cat. 1.1 sont strictement interdites sous toutes ses formes. Toutefois, il est prévu que la capture et l'exportation des espèces de cette classe dans le cadre d'études et d'échanges scientifiques, ainsi que leur reproduction en captivité ou leur exposition soient autorisées sous réserve d'une autorisation émanant du gouvernement. Au total, 220 espèces se trouvent dans cette catégorie dont 49% sont des mammifères, 28% des oiseaux, 12% des reptiles et 11% des amphibiens (Tableau 1).

Quarante-six pour cent des espèces dans la Cat. 1.1 sont des espèces menacées sur la Liste Rouge de l'UICN (En Danger Critique d'Extinction - CR, En Danger - EN ou Vulnérable - VU), 4% sont Quasi-Menacées (NT) et 16% de Préoccupation Mineure (LC) (Tableau 2). Selon la réglementation malgache, lorsqu'une espèce est reconnue comme menacée dans son statut de conservation, elle bénéficie d'une protection totale, mais 24% des espèces En Danger Critique d'Extinction de Madagascar ne sont pas inclus dans la Cat. 1.1. Parmi elles, *Cophyla berara* (amphibien ne figurant sur aucune liste), *Erymnochelys madagascariensis*, *Phelsuma antanosy* et *P. pronki* (reptiles inscrits dans la Cat. 1.2 ci-dessous), *Mantella aurantiaca* et *M. milotympanum* (amphibiens inscrits dans la Cat.1.2 ci-dessous). Alors que 51% des espèces En Danger sont dans la Cat. 1.1, 41% ne sont pas inscrites à l'annexe du décret 2006-400.

Cinq tortues marines et le Crabier blanc *Ardeola idae* figurent dans la Cat. 1.1 et dans l'annexe 1 (espèces protégées) de la CMS alors que six espèces de baleines inscrites à l'annexe 1 (espèces protégées) de la CMS ne sont pas listées dans l'annexe du décret 2006-400 (Matériel Supplémentaire). Seule une espèce de l'annexe 2 de la CMS figure dans la Cat. 1.1 alors que quatre espèces d'oiseaux pélagiques et le dugong sont menacés d'après la Liste Rouge de l'UICN et n'apparaissent que dans l'annexe 2 de la CMS.

TABLEAU 2. Nombre d'espèces dans les catégories des espèces de la faune sauvage de la législation nationale malgache en fonction de leur statut de conservation de la Liste Rouge de l'UICN (CR = En Danger Critique d'Extinction, EN = En Danger, VU = Vulnérable, NT = Quasi Menacé, LC = Préoccupation Mineure, DD = Données Insuffisantes)

	Catégories UICN des espèces citées dans législation nationale					
	CR	EN	VU	NT	LC	DD
Espèces protégées Cat. 1.1	19	39	46	20	35	43
Espèces protégées Cat. 1.2	5	7	15	8	93	3
Nuisibles	0	0	0	0	7	0
Gibier	0	1	4	8	169	2

Cent vingt-deux espèces de la Cat. 1.1 sont inscrites à l'annexe 1 de la CITES et 22 autres à l'annexe 2. Onze espèces dans l'annexe 1 de la CITES (huit baleines, le dugong et deux serpents) ne sont pas listées dans le décret 2006-400. Treize espèces dans l'annexe 2 de la Convention de Nairobi (espèces nécessitant une protection) sont dans la Cat.1.1 et huit sont dans l'annexe 4 (espèces migratrices protégées). Cent quatre espèces protégées dans la Convention d'Alger (classe A) sont aussi dans la Cat.1.1, mais le dugong n'est pas inclus dans la liste des espèces protégées de Madagascar.

La seconde classe, catégorie 1, classe 2, ou Cat. 1.2 regroupe les espèces qui peuvent être chassées ou capturées sous réserve de l'obtention d'une autorisation et dans le respect de quotas de collecte pour chaque espèce, fixés chaque année par l'organe de gestion de la CITES sur proposition de l'autorité scientifique. Au total, 230 espèces se trouvent dans cette classe incluant des mammifères (6 %) et des reptiles (Tableau 1). Par rapport aux catégories de la Liste Rouge de l'UICN, 12 % des espèces de cette catégorie sont menacées (Tableau 2). La majorité des espèces de la Cat.1.2 n'ont pas encore été évaluées par l'UICN (48 %) ou sont de Préoccupation Mineure (41 %), cinq espèces sont En Danger Critique d'Extinction et sept sont En Danger (Tableau 2).

Cinq oiseaux d'eau inscrits à l'annexe 2 de la CMS figurent aussi dans la Cat. 1.2. Il y a une forte similarité entre la Cat. 1.2 et l'annexe 2 de la CITES, avec 131 espèces présentes sur les deux listes. Cependant, 104 autres espèces dans la Cat. 1.2 ne figurent pas dans la liste de la CITES et sont par conséquent collectées uniquement au niveau national, comprenant 72 espèces de Préoccupation Mineure. Certaines de ces espèces sont chassées pour la consommation (ex. *Setifer setosus*), d'autres sont récoltées pour le commerce international (*Zonosaurus* spp.). La Cat. 1.2 est similaire à la classe B de la Convention d'Alger bien que seules cinq espèces de la Cat. 1.2 figurent parmi les 36 espèces de la classe B. Lorsqu'une espèce protégée (Cat. 1.1 et 1.2) représente un danger ou cause des dommages aux personnes ou à leurs biens, l'administration forestière locale peut décider de son abattage ou son transfert dans une autre zone, à conditions que les faits aient été confirmés par les responsables administratifs locaux (maires, chefs de Fokontany).

Les espèces nuisibles (Cat. 2) sont des espèces dont la chasse, la capture et la consommation sont autorisées toute l'année. Onze espèces appartiennent à cette catégorie dont quatre espèces de mammifères et sept espèces d'oiseaux. Ces espèces sont généralement considérées comme des ravageurs des productions agricoles ou des prédateurs d'animaux domestiques. Il s'agit d'espèces de Préoccupation Mineure selon les critères de l'UICN et elles n'apparaissent pas dans les annexes de la CITES ou de la CMS.

Les espèces de gibier (Cat. 3) sont des espèces qui peuvent être chassées ou capturées par des personnes titulaires d'une autorisation de chasse pendant la période d'ouverture de la chasse. Suivant l'arrêté 327-MAP/FOR du 6 février 1961, cette période est définie annuellement par le Ministère chargé de l'Administration de l'Environnement et des Forêts. Cette catégorie comprend 197 espèces, les oiseaux étant les plus nombreux (64 %). Par rapport à la Liste Rouge de l'UICN, cette catégorie est composée de 169 espèces de Préoccupation Mineure, une espèce En Danger, quatre espèces Vulnérables et huit espèces Quasi Menacées. Trois espèces d'oiseaux de la Cat. 3 figurent

dans l'annexe 2 de la CMS et sept espèces figurent dans l'annexe 2 de la CITES, y compris la chauve-souris *Pteropus rufus*.

Rappelons que sont interdites, même en période d'ouverture de la chasse, les pratiques suivantes :

1. la poursuite, l'approche et le tir du gibier en véhicule ou bateau à moteur ;
2. la chasse aux phares, à la lanterne et en général à l'aide de tous engins éclairants ;
3. la chasse à l'arme de guerre ou à l'aide de projectiles explosifs ;
4. la chasse de nuit (entre le coucher et le lever du soleil);
5. la chasse à l'aide de drogue, appâts empoisonnés, filets, pièges et fosses ;
6. la chasse au moyen des feux ;
7. la chasse au moyen d'armes de fabrication locale (à l'exception du droit d'usage).

AUTORISATION DE CHASSE ET SON EXERCICE. Selon l'ordonnance 60-126 et le décret 61-093, il existe trois types d'autorisation de chasse dont la chasse sportive, la chasse à but scientifique et la chasse à but commercial. L'autorisation de chasse sportive donne droit au titulaire d'abattre, pendant la période d'ouverture de la chasse, les animaux classés comme « gibier » et comme « nuisibles » (Cat. 2 et Cat. 3). Rappelons que l'exercice de ce droit de chasser avec une arme à feu est subordonné à l'obtention d'une autorisation de détention d'armes qui est délivrée par le service responsable de la défense. L'autorisation de chasse sportive avec port d'arme est délivrée par la Direction Générale des Forêts ou les Directions Régionales de l'Environnement et des Forêts ; elle est valable pour l'année calendaire au cours de laquelle elle a été délivrée et ouvre à une perception de redevances.

La chasse à but scientifique est une autorisation de collecte ou de chasse réalisée dans un objectif scientifique et peut porter sur des espèces protégées en soustrayant son détenteur aux interdictions prescrites par les articles 2, 4, 10 et 11 de l'ordonnance 60-126. Cette autorisation ne peut être délivrée que par la DGF à des personnes ou organismes en possession d'une autorisation de recherche qui stipule ce type de prélèvement. La Commission Ad hoc Faune et Flore/Comité d'Orientation sur la Recherche Environnementale (CAFF/CORE) statue sur le nombre ou la quantité de spécimens à collecter ou à chasser. L'autorisation de collecte ou de chasse à but scientifique n'exclut pas les autres procédures administratives nécessaires pour l'exportation. Récemment (2009), les autorisations de capture et collecte de spécimens au niveau des Aires Protégées ont été suspendues dans les aires protégées gérées par Madagascar National Park (C. Andrianarivo, comm. pers.).

L'autorisation de collecte ou de chasse à but commercial porte sur les espèces protégées (Cat. 1.2), les espèces nuisibles (Cat. 2) et les espèces de gibier (Cat. 3). Pour obtenir une autorisation de collecte ou de chasse commerciale, les opérateurs doivent disposer d'un centre de stockage agréé pour l'exportation d'animaux vivants ; les autorisations sont assujetties à un quota annuel pour chaque espèce concernée. Toute personne désirant obtenir ce type d'autorisation doit envoyer une demande annuellement à la DGF qui, après avoir donné son accord, l'envoie à la DREF concernée par la collecte ou la capture pour que celle-ci établisse une autorisation valable pour une période d'un an. Dans le cas du commerce local, les titulaires de ce type d'autorisation doivent suivre

les dispositions fiscales et payer les redevances auprès de l'Administration Forestière.

LE DROIT D'USAGE. Suivant l'article 3 de l'arrêté 327-MAP/FOR du 6 février 1961, les populations locales bénéficient d'un droit d'usage et peuvent ainsi prélever du gibier (Cat. 3) sans avoir à demander une autorisation à condition que la chasse se déroule pendant la période d'ouverture de la chasse et dans les zones autorisées. Ce droit d'usage n'est concédé que pour assurer des besoins personnels de la population, de sorte que le gibier ainsi obtenu ne pourra faire l'objet d'aucune transaction commerciale. En aucun cas, les animaux protégés ne peuvent être abattus au titre des droits d'usage. La chasse avec des armes de fabrication locale (notamment sagaies, arcs, sarbacanes) et le piégeage sont autorisés au titre du droit d'usage, sauf dans les régions où la détention desdites armes est interdite.

CHASSE ET SYSTÈME DES AIRES PROTÉGÉES. Les objectifs du Système des Aires Protégées à Madagascar sont de conserver l'ensemble de la biodiversité unique de l'île (écosystèmes, espèces, variabilité génétique), de conserver le patrimoine culturel malgache, de maintenir les services écologiques et l'utilisation durable des ressources naturelles pour la réduction de la pauvreté et le développement durable. Les premières créations de parcs et de réserves remontent à la période coloniale avec la création de Réserves Naturelles Intégrales, de Parcs Nationaux, de Réserves Spéciales et de réserves de chasse. Ce système a été récemment étendu et mis à jour en mettant un plus fort accent sur l'utilisation durable. Le Code de gestion des Aires Protégées (COAP, loi 2001-005, décret 2005-848) classe les aires protégées de Madagascar en quatre catégories : parc naturel, monument naturel, paysage harmonieux protégé et réserve de ressources naturelles. L'utilisation des ressources pour la subsistance est autorisée dans toutes les catégories suivant leurs plans d'aménagement respectifs. L'utilisation des ressources à des fins commerciales n'est pas autorisée ni dans les parcs, ni dans les monuments naturels, mais peut être pratiquée dans les autres catégories suivant les accords locaux, le décret 2006-400 et le plan d'aménagement. Une révision du COAP en accord avec les différentes catégories de l'UICN est en cours de préparation depuis 2008.

DISCUSSION

La conservation des ressources naturelles n'est pas une idée nouvelle à Madagascar. Bien avant l'acquisition de l'indépendance en 1960, de nombreuses aires protégées avaient été créées dans ce dessein et Madagascar fut l'un des premiers pays à établir son système des aires protégées (décret 66-242 en 1960). Cet effort se poursuit toujours et l'État malgache affiche clairement sa volonté de conserver ses ressources naturelles notamment en augmentant la superficie du réseau des aires protégées du pays qui passera de 1,7 millions d'hectare à 6 millions d'hectares sur une période de cinq ans. Si Madagascar dispose d'un cadre juridique étoffé pour la protection et la régulation de la chasse des espèces sauvages, il existe cependant quelques anomalies dans leur application par rapport à la classification de l'UICN, à la CITES, l'écologie des espèces et la réalité locale.

CATÉGORIES. Les catégories appliquées depuis 2006 constituent une bonne base pour distinguer les espèces pouvant être exploitées et les espèces protégées à Madagascar. Nous avons cependant relevé que la catégorie des espèces protégées mais pouvant aussi être exploitées (Cat. 1.2)

est à l'origine d'une certaine confusion, car si elle est adaptée au commerce international, sous l'égide de la CITES, elle s'avère pesante pour les exploitations locales. Par exemple, le tenrec *Setifer setosus* et la grenouille allochtone *Hoplobatrachus tigerinus* qui sont des espèces prisées pour la consommation locale, sont vendues directement sur les marchés locaux ou dans les restaurants. Comme elles sont des espèces protégées (Cat. 1.2) et inscrites à l'annexe 2 de la CITES, leur exploitation nécessite une autorisation émanant de la DGF (Antananarivo) et elles sont soumises à un quota chaque année. De plus, il existe un cahier des charges auquel l'exploitant doit se soumettre. Les démarches à suivre pour l'obtention de ce type d'autorisation sont difficiles voire impossibles à réaliser pour les chasseurs des milieux ruraux, de sorte que cette loi n'est pas appliquée. De même, il semble anormal que des espèces comme les chauves-souris frugivores qui sont menacées d'extinction par la chasse soient dans la catégorie du gibier en pouvant être chassées sans qu'aucune mesure de conservation ne puisse être prise pendant la saison d'ouverture de la chasse.

L'efficacité de la législation existante dépend étroitement de son application. Plusieurs éléments montrent que les autorités déploient peu d'efforts pour sensibiliser le grand public à la loi sur les espèces protégées ou à la faire appliquer. Par exemple, il n'est pas rare de noter la détention en captivité de lémuriens ou de tortues dans les ménages à Madagascar alors qu'il est illégal de tuer, de vendre ou de garder ces animaux en captivité sans une autorisation appropriée.

LISTE ROUGE DE L'UICN. La Liste Rouge de l'UICN est un outil indispensable d'aide à la prise de décision de l'État dans la gestion et la protection de la diversité biologique. Puisque les statuts de conservation des espèces doivent être mis à jour au moins tous les dix ans, la Liste Rouge de l'UICN est relativement dynamique, est la mieux placée pour intégrer les avancements dans la taxinomie et les changements dans la distribution ou l'abondance des espèces. Les espèces menacées d'extinction sont par conséquent celles ayant le plus besoin de mesures de conservation. Ainsi, on peut penser que toutes les espèces qui figuraient dans la catégorie En Danger Critique d'Extinction en 2005 auraient du bénéficier d'une protection absolue (Cat. 1.1) dans le décret adopté en 2006. De fait, la majorité de ces espèces sont intégralement protégées dans ce décret mais trois espèces ont été maintenues dans la Cat. 1.2 car elles étaient proposées dans le commerce international avant 2006 et que cette option a voulu être perpétrée. Un grand nombre d'espèces qui ne sont pas menacées d'extinction bénéficient d'une protection absolue dans la législation malgache ; ceci est par exemple le cas avec l'inclusion de toutes les espèces de lémuriens dans la Cat. 1.1 sans distinction de statut.

CITES. La possibilité d'ajouter ou de supprimer des espèces inscrites aux différentes annexes de cette convention est limitée car tout changement doit être agréé au niveau de la Conférence des Parties qui n'a lieu que tous les quatre ans. Il apparaît d'ailleurs que la révision de la loi portant sur la faune sauvage en 2006 s'est alignée du mieux qu'elle pouvait sur la liste des espèces inscrites aux annexes de la CITES. Les espèces inscrites à l'annexe 1 sont ainsi strictement protégées et celles à l'annexe 2 bénéficient d'une certaine protection mais peuvent être collectées ou chassées sur autorisation de l'État. Cette approche paraît raisonnable, à quelques exceptions comme dans le cas de *Setifer setosus* qui se trouve

dans la Cat. 1.2, un cas difficile à expliquer dans la mesure où il s'agit d'une espèce commune et consommée par la population.

AUTRES CONVENTIONS. Madagascar se doit de protéger légalement certaines espèces conformément aux conventions qu'elle a signées, et interdire ou contrôler la chasse des espèces mentionnées dans lesdites conventions. Les espèces concernées et qui peuvent prétendre à un certain niveau de protection sont la Baleine Bleue *Balaenoptera musculus*, la Baleine à Bosse *Megaptera novaeangliae* et le dugong *Dugong dugon* alors qu'aucune de ces trois espèces ne figurent dans la liste des espèces protégées de Madagascar établie en 2006.

LA PÊCHE. Les lois formulées par le MEF et le MPRH devraient être complémentaires en matière de protection et d'utilisation durable des espèces, mais on remarque qu'en l'état, elles semblent être une source de confusions. Par exemple, les mammifères marins (cas des baleines, des dauphins et du dugong) sont protégés conformément à une loi sur la pêche maritime mais ne sont pas inclus dans la liste la plus récente des espèces animales protégées établie par le MEF, alors que les tortues marines figurent dans les deux lois. De même, la gestion des amphibiens comestibles (*Hoplobatrachus tigerinus*, *Mantidactylus grandidieri* et *Boophis goudoti*) est actuellement attribuée au MPRH alors que ces amphibiens sont inscrits dans la loi du MEF. La gestion de ces trois espèces d'amphibiens est tiraillée entre deux législations ; dans la réalité, le niveau de collecte augmente mais ne peut être réglementé (Jenkins et al. 2009).

CHASSE COMMERCIALE ET DROIT D'USAGE. La chasse est qualifiée de commerciale lorsque les produits sont vendus sur le marché, que ce soit au niveau local, régional, national ou international ; le chasseur devrait alors détenir une autorisation de chasse appropriée conformément à l'ordonnance 1960-126). À Madagascar, la population rurale utilise des produits de chasse comme source de revenus afin de subvenir aux besoins de subsistance, ce qui va à l'encontre du droit d'usage. L'absence de détention d'une autorisation par ces chasseurs locaux peut être expliquée en partie par la lourdeur des formalités administratives inhérentes à la procédure. En effet, l'autorisation est émise par la DGF ou la DREF, de sorte que les coûts de déplacement peuvent parfois être plus élevés que les bénéfices issus de la vente des produits de la chasse.

SAISONS ET CONDITIONS DE CHASSE. Certains passages des lois et règlements portant sur la faune sauvage à Madagascar paraissent difficiles à adapter aux réalités locales, dont des aspects relatifs à la commercialisation des produits, la saison d'ouverture de la chasse et les conditions dans lesquelles elle peut être pratiquée pour certaines espèces. Les saisons d'ouverture et de fermeture de la chasse sont définies annuellement pour le gibier et doivent être respectées. Or, les chasseurs ciblent les espèces suivant leur mode de vie, en favorisant par exemple les périodes au cours desquelles les animaux sont le plus facile à capturer où lorsqu'ils sont les plus gras. Ainsi, certaines espèces comme *Tenrec ecaudatus* sont chassées en dehors de la saison définie par la loi. De même, la chasse ne peut être pratiquée de nuit selon la loi, mais dans la liste des gibiers figurent des espèces nocturnes comme les chauves-souris. Pour les chasseurs, il est plus commode de capturer ces chauves-souris lorsqu'elles viennent s'alimenter la nuit près des villages, et c'est ce qui est souvent pratiqué. Si

ces animaux devaient être chassés au cours de la journée, les chasseurs seraient amenés à perturber les gîtes et causer un dérangement néfaste. Les conditions pratiques et la biologie des espèces devraient donc être considérées avant la définition des saisons d'ouverture et de fermeture de la chasse afin de légaliser la chasse de subsistance locale.

RECOMMANDATIONS

À l'issue de cette revue, huit dispositions sont proposées :

1. À partir des catégories des espèces protégées figurant dans le décret 2006-400, en tenant compte de toutes les lois et réglementations existantes, établir une nouvelle liste complète de tous les animaux qui reflèterait les statuts de conservation et les importances en matière de subsistance pour la population rurale. Les procédures en vue de permettre l'actualisation régulière de cette liste devrait aussi être mises en place ;
2. Réviser les saisons d'ouverture et de fermeture de la chasse de façon à mieux refléter la réalité, en tenant compte de la biologie des espèces ainsi que des considérations pratiques pour la chasse et la détention des animaux ;
3. Renforcer l'application de la loi, plus particulièrement l'interdiction de chasser les espèces protégées, le contrôle de l'utilisation des fusils et la commercialisation des animaux chassés dans le cadre du droit d'usage ;
4. Faire en sorte que les lois et règlements sur la faune et la biodiversité en général soient plus facilement consultables par tous les acteurs, parmi lesquels les personnels du MEF, du MPRH, du Ministère de l'Intérieur, les différentes organisations de conservation et de développement ;
5. Fournir aux personnels actifs sur le terrain (ex. les agents des ministères, les gendarmes) des matériels et formations adaptés portant sur la législation et l'environnement ;
6. Faciliter les procédures d'obtention des autorisations de chasse, particulièrement pour la chasse à but commercial afin de régulariser les ventes du gibier sur les marchés locaux ;
7. Publier tous les textes sur l'exploitation et la protection des espèces sauvages sur les sites web des ministères concernés au niveau du gouvernement ;
8. Conformément aux décisions prises lors de la Conférence des Parties de la CDB, chaque pays membre, dont Madagascar, doit adopter des mesures afin de réduire la chasse illégale et non durable et promouvoir la chasse durable. Ainsi, il est recommandé que l'exploitation des animaux sauvages soit considérée dans les futures stratégies nationales de conservation de la biodiversité.

CONCLUSION

Madagascar dispose d'un cadre juridique pour la protection et la régulation de la chasse des espèces de la faune sauvage. Cependant, afin que les lois et règlements au niveau national soient en harmonie avec les réalités locales, les conventions internationales et l'avis des scientifiques, une révision de la liste sur les annexes du décret 2006-400 est nécessaire. L'application

de la loi pourrait être effective si les procédures d'obtention des autorisations de chasse étaient simplifiées et que les personnes impliquées directement sur le terrain disposent des connaissances et des outils nécessaires.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à présenter toute notre gratitude aux responsables du Ministère de l'Environnement et des Forêts pour avoir autorisé la conduite de cette revue dans le cadre du Programme Gestion Durable de la Biodiversité, Éducation et Sensibilisation Environnementale de Madagasikara Voakajy, en collaboration avec l'Université de Bangor et du Département de Biologie Animale de l'Université d'Antananarivo. Nous sommes reconnaissants aux nombreuses personnes qui nous ont aidé lors de la documentation, ce qui nous a permis de rassembler un grand nombre de textes et lois portant sur la chasse à Madagascar, notamment les personnels des trois directions auprès du Ministère de l'Environnement et des Forêts (MEF) au sein de la Direction Générale des Forêts (DGF) sises à Antananarivo, la Direction de la Conservation de la Biodiversité et du Système des Aires Protégées (DCBSAP), la Direction de la Valorisation des Ressources Naturelles (DVRN) et la Direction Régionale de l'Environnement et des Forêts (DREF) Analamanga. Nos sincères remerciements s'adressent particulièrement à Andriantahiry Rabesandratana et Andrew Cooke pour leur aide précieuse ; à Lydie Raharimaniraka (DVRN) et Barbara Livoreil (Université de Bangor) qui ont bien voulu commenter ce manuscrit avant sa soumission, et aux trois rapporteurs anonymes qui ont apporté leurs suggestions et commentaires en améliorant sensiblement ce travail. Nous sommes reconnaissants à Darwin Initiative pour nous avoir fourni les ressources financières nécessaires pour effectuer cette revue.

RÉFÉRENCES

- Andriantompohavana, R., Lei, R., Zaonarivelo, J. R. Engberg, S. E., Nalanirina, G., McGuire, S. M., Shore, G. D., Andrianasolo, J., Herrington, K., Brennehan, R. A. & Louis Jr., E. E. 2007. Molecular phylogeny and taxonomic revision of the woolly lemurs, genus *Avahi* (Primates: Lemuriformes). Special Publication. Museum of Texas Tech University. Number 51: 1–59.
- Bakarr, I. M., de Fonseca, G. A. B., Mittermeier, R., Rylands, A. B. & Painemilla, K. W. 2001. Hunting and Bushmeat Utilization in the African Rainforest. *Advances in Applied Biodiversity Science*. Number 2. Centre for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, D.C.
- Barrett, M. A. & Ratsimbazafy, J. 2009. Luxury bushmeat trade threatens lemur conservation. *Nature* 461: 470. <doi:10.1038/461470a>
- Cooke, A. J. (sous presse). Madagascar – A Guide to Marine Biodiversity. Wildlife Conservation Society. Editions Resolve, Antananarivo.
- Corlett, R. T. 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica* 39, 3: 292–303. <doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00271.x>
- Craul, M., Zimmermann, E., Rasoloharijaona, S., Randrianambinina, B. & Radespiel, U. 2007. Unexpected species diversity of Malagasy primates (*Lepilemur* spp.) in the same biogeographical zone: A morphological and molecular approach with the description of two new species. *BMC Evolutionary Biology* 7, 83: 1–15. <doi:10.1186/1471-2148-7-83>
- Draper, R. 2010. Madagascar's Pierced Heart. *National Geographic Magazine* 218: 80–109.
- Fa, J. E., Peres, C. A. & Meeuwij, J. 2002. Bushmeat exploitation in tropical forests: An intercontinental comparison. *Conservation Biology* 16, 1: 232–237. <doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x>
- García, G. & Goodman, S. M. 2003. Hunting of protected animals in the Parc National d'Ankarafantsika, north-western Madagascar. *Oryx* 37, 1: 115–118. <doi:10.1017/S0030605303000206>
- Glaw, F. & Vences, M. 2007. A Fieldguide to the Amphibians and Reptiles of Madagascar. Third Edition. Vences & Glaw Verlag. Cologne.
- Golden, C. D. 2009. Bushmeat hunting and use in the Makira Forest, north-eastern Madagascar: A conservation and livelihoods issue. *Oryx* 43, 3: 386–392. <doi:10.1017/S0030605309000131>
- Goodman, S. M. & Benstead, J. P. 2005. Updated estimates of biotic diversity and endemism on Madagascar. *Oryx* 39, 1: 73–77. <doi:10.1017/S0030605305000128>
- Goodman, S. M. & Raselimanana, A. P. 2003. Hunting of wild animals by Sakalava of the Menabe region: A field report from Kirindy-Mite. *Lemur News* 8: 4–6.
- Goodman, S. M., Soarimalala, V. & Ganzhorn, J. U. 2004. La chasse aux animaux sauvages dans la forêt de Mikea. In: Inventaire Floristique et Faunistique de la Forêt de Mikea: Paysage Écologique et Diversité Biologique d'une Préoccupation Majeure pour la Conservation. A. P. Raselimanana & S. M. Goodman (eds.), pp 95–100. Recherches pour le Développement. Série Sciences Biologiques. Centre d'Information et de Documentation Scientifique et Technique 21, Antananarivo.
- Goodman, S. M., Maminirina, C. P., Bradman, H. M., Christidis, L. & Appleton, B. 2009. The use of molecular phylogenetic and morphological tools to identify cryptic and paraphyletic species: Examples from the diminutive long-fingered bats (Chiroptera: Miniopteridae: *Miniopterus*) on Madagascar. *American Museum Novitates* 3669: 1–34. <doi:10.1206/652.1>
- Jenkins, R. K. B. & Racey, P. A. 2008. Bats as bushmeat in Madagascar. *Madagascar Conservation and Development* 3, 1: 22–30.
- Jenkins, R. K. B., Rabearivelo, A., Chan, C. T., Andre, W. M., Randrianavelona, R. & Randrianantoandro, J. C. 2009. The harvest of endemic amphibians for food in eastern Madagascar. *Tropical Conservation Science* 2, 1: 25–33.
- Keane, A., Jones, J. P. G., Edwards-Jones, G. & Milner-Gulland, E. J. 2008. The sleeping policeman: Understanding issues of enforcement and compliance in conservation. *Animal Conservation* 11, 2: 75–82. <doi:10.1111/j.1469-1795.2008.00170.x>
- Kiszka, J., Muir, C., Poonian, C., Cox, T. M., Amir, O. A., Bourjea, J., Razafindrakoto, Y., Wambiji, N. & Bristol, N. 2008. Marine mammal bycatch in the Southwest Indian Ocean: Review and need for a comprehensive status assessment. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science* 7, 2:119–136.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858. <doi:10.1038/35002501>
- Nicoll, M. E. 2003. *Tenrec ecaudatus*, Tenrec. In: The Natural History of Madagascar. S. M. Goodman and J. P. Benstead (eds.), pp 1423–1432. The University of Chicago Press, Chicago.
- Peres, C. A. & Terborgh, J. W. 1995. Amazonian nature reserves: An analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9, 1: 34–46. <doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09010034.x>
- Perez, V. R., Godfrey, L. R., Nowak-Kemp, M., Burney, D. A., Ratsimbazafy, J. & Vasey, N. 2005. Evidence of early butchery of giant lemurs in Madagascar. *Journal of Human Evolution* 49, 6: 722–742. <doi:10.1016/j.jhev.2005.08.004>
- Rakotondravony, H. 2006. Communautés locales et gibiers dans la région de Daraina, extrême Nord-Est de Madagascar. *Madagascar Conservation & Development* 1: 19–21.
- Rakotonirina, B. & Cooke, A. J. 1994. Sea turtles of Madagascar: Their status, exploitation and conservation. *Oryx* 28: 51–61. <doi:10.1017/S0030605300028295>
- Randriamanalina, M. H., Rafararano, L., Babary, L. et Laha, R. 2000. Rapport des enquêtes sur les chasses dans les Fokontany d'Ivondro, d'Erara et d'Etsileisy. *Lemur News* 5: 11–14.
- Randrianandrianina, F. H., Racey, P. A. & Jenkins, R. K. B. 2010. Hunting and consumption of mammals and birds by people in urban areas of western Madagascar. *Oryx* 44, 3: 411–415. <doi:10.1017/S003060531000044X>

Wilkie, D. S., Sidle, J. G. & Boundzanga, G. C. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology* 6, 4: 570–580. <doi:10.1046/j.1523-1739.1992.06040570.x>

Wilkie, D. S., Carpenter, J. F. & Zhang, Q. F. 2001. The under financing of protected areas in the Congo Basin: so many parks and so little willingness to pay. *Biodiversity and Conservation* 10, 5: 691–709.

MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE.

DISPONIBLE EN LIGNE.

Tableau S1. Niveau de protection des espèces protégées suivant les conventions internationales et la législation nationale mais sans protection selon le décret 2006-400.

Tableau S2. Les espèces classées en tant que gibier dans la législation malgache et qui sont menacées (ou quasi-menacées) d'après les critères de l'UICN.

Tableau S3. Lois et règlements portant sur la gestion des espèces de la faune sauvage.

Tableau S4. Ensemble des 1137 espèces considérées dans l'analyse des lois et règlements portant sur la faune sauvage à Madagascar.

SHORT NOTE

Population study of *Pyxis arachnoides brygooi* (Vuillemin & Domergue, 1972) in the area surrounding the *Village des Tortues*, Ifaty-Mangily, southwest Madagascar

Tantelinirina Rakotondriamanga¹, Jean Kala^{II} and Jutta M. Hammer

Correspondence:

Jutta M. Hammer

Department of Zoology, University of Hamburg, Germany

E-mail: jutta.m.hammer@web.de

ABSTRACT

The Madagascar spider tortoise (*Pyxis arachnoides* spp.) is faced with the threat of habitat destruction as well as the international pet trade. Habitat requirements and population structure of this species are largely unknown. Detailed studies have so far concentrated on the subspecies *Pyxis arachnoides arachnoides*. The present study surveyed a population of the western subspecies *Pyxis arachnoides brygooi* during the wet season from February to April 2008. The survey was carried out in the forest of Ifaty-Mangily, 20 km north of Toliara, and supported by a local tortoise centre, the *Village des Tortues*. Population densities were estimated from transect counts and plot surveys; they range from 0.33 to 1.72 animals per hectare. Both sexes were evenly represented in the field during the research period. Three individuals of the subspecies *Pyxis arachnoides arachnoides* were detected during this field survey. Their presence might be due to a transitional zone of both subspecies in the area of research.

RÉSUMÉ

La tortue araignée de Madagascar, *Pyxis arachnoides* spp. est menacée par la destruction de son habitat naturel et par les collectes illicites de spécimens destinés au commerce. Les besoins écologiques et la structure de la population naturelle de cette espèce sont encore peu connus. Jusqu'à présent, la plupart des études effectuées se sont concentrées sur la sous-espèce nominative *Pyxis arachnoides arachnoides*. La présente étude a été réalisée dans la partie sud-ouest de Madagascar, dans la forêt d'Ifaty-Mangily, à 20 kilomètres au nord de Toliara pendant la saison humide, entre février et avril 2008 sur une population de *Pyxis arachnoides brygooi*. Les travaux sur le terrain ont été effectués en coopération avec le « Village des Tortues » qui est un centre d'élevage et de sauvegarde des tortues confisquées par les autorités malgaches. La densité de la population étudiée sur le terrain varie de 0,33 à 1,72 individus par hectare ; cette estimation a été faite en se basant sur le suivi par transects et de parcelles d'une superficie d'un hectare. Le sexe ratio de ces tortues était équilibré au cours de la période d'étude. Les tor-

tues ayant une longueur de carapace inférieure à 90 mm ont été classées en tant que juvéniles ou sub-adultes dans la mesure où ces individus ont été difficiles à sexer. La taille des individus recensés pendant cette étude varie de 37 à 122 millimètres et les femelles étaient en moyenne plus lourdes que les mâles. La présence des trois individus de *Pyxis arachnoides arachnoides* recensés dans la zone de recherche pourrait résulter d'une zone de transition entre les différentes sous-espèces.

KEYWORDS: *Pyxis arachnoides*, Madagascar spider tortoise, population density.

MOTS CLEFS : *Pyxis arachnoides*, Tortue araignée, Madagascar, densité de population.

INTRODUCTION

The Madagascar spider tortoise, *Pyxis arachnoides*, is one of the smallest and least studied of the five tortoise species found in Madagascar (Pedrono and Smith 2003, Pedrono 2008). This species is confronted by serious threats, such as hunting for food and collection for exotic pet markets (Behler 2002), population fragmentation (Durrell et al. 1989), and ongoing habitat destruction (Durrell et al. 1989, Seddon et al. 2000). At present the Madagascar spider tortoise is listed as Critically Endangered on the IUCN red list (IUCN 2011).

Pyxis arachnoides is divided into three subspecies that are separated from each other geographically (see Figure 1), predominantly by large rivers (Pedrono 2008). The subspecies are distinguished by differences in the mobility of their plastral hinge and variations in plastral colouration. The hinge of *P. a. oblonga* shows good mobility, in *P. a. arachnoides* the hinge is still flexible, whilst the western subspecies *P. a. brygooi* displays a pastron hinge somewhat more rigid (Durrell et al. 1989, Jesu and Schimmenti 1995, Pedrono and Smith 2003).

Detailed information on habitat requirements, population characteristics and the influence of human impact on *Pyxis arachnoides* is still lacking. A recent investigation in the area of Anakao, southwestern Madagascar, estimated densities of *P. a. arachnoides* to be between 2.08 and 4.63 animals per

^I Département de Biologie Animale, Université d'Antananarivo, Madagascar. E-mail : ratah83@yahoo.fr, Phone: +261-32-5933725.

^{II} Village des Tortues, Ifaty-Mangily, Madagascar. Phone: +261-34-1802149.

^{III} Phone: +49-40-42838-8052.

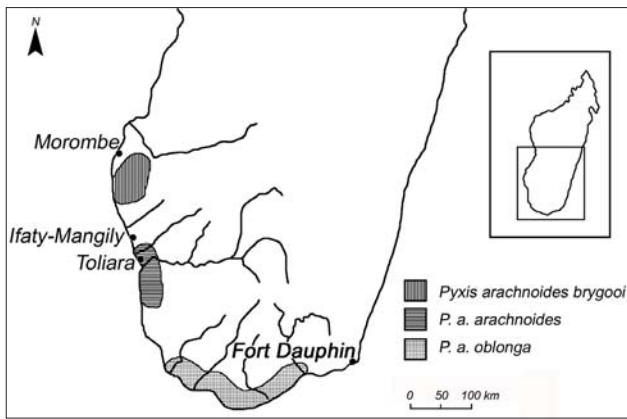


FIGURE 1. Distribution of *Pyxis arachnoides* spp. in southwestern Madagascar, modified from Pedrono and Smith (2003), showing the geographical distribution of the three subspecies. The study area lies about 27 km north of Toliara between the core ranges of *P. a. brygooi* and *P. a. arachnoides*.

hectare (Walker et al. 2008). Another study carried out some ten years earlier in the same area estimated tortoise densities to be greater than three animals per hectare (Jesu and Schimmenti 1995). A recent survey of *P. a. brygooi* revealed a decline in its range by nearly 80% (Walker 2010).

In view of the demand to provide detailed up-to-date information, data are presented from a population of the western subspecies *P. a. brygooi* and the applicability of two different methods (transect and plot) is compared in order to establish the most effective population assessment.

METHODS

This survey was carried out during the wet season from February to April 2008. The research took place in the forest of Ifaty-Mangily, which is situated 20 km north of Toliara (Figure 1). The tortoise rescue centre, *Village des Tortues*, was used as the base camp for this study. Prior to the field research an introduction in tortoise handling and identification of *Pyxis a.* spp. was carried out in the afore-mentioned tortoise centre, where all three subspecies are held in enclosures.

In order to detect tortoise densities in the dry deciduous forest, three parallel transects were installed along existing pathways. These are referred to as Transect 1-3 (T1, T2 and T3). Geographical positioning of all transects was recorded with a GPS device. The transects had lengths of 580 m, 765 m and 950 m respectively, and were patrolled by foot from 22 February to 15 March and on 10 and 11 April 2008 between the hours of 08:00-12:00 and 15:00-18:00. One researcher was moving along each transect at a mean speed of 0.5 km/h. The transect coordinates are presented in the supplementary material. The perpendicular distance between each animal and the transect line was recorded upon every sighting, along with basic morphometric data. A mean visibility of three metres was estimated for density calculations along the transects, and the size of the area observed was calculated as: transect length x 2 x mean visibility = observed area. Tortoise densities were then estimated as mean number of animals per hectare.

For additional density comparisons, four one-hectare square survey plots (referred to as Q1, Q2, Q3 and Q4) were installed and surveyed six times respectively. Both transect and plot surveys are methods common in tortoise research (Leuteritz et al. 2005, Walker et al. 2008, Hammer and

Ramilijaona 2009, Walker 2010). The plots were installed neighbouring the transects at a distance of 20 to 200 metres. The installation of the plots was performed by using a GPS device to ensure accurate mapping of the researched area. The plots were marked by coloured flagging tape at distances of five meters along the borders and assistants from a nearby village were employed to perform detailed searches. For each plot survey ten helpers were required. The observers were spaced at a distance of 10 m from each other in the field. Tortoise densities on the survey plots were calculated as the mean number of animals observed per hectare.

The tortoise data collected upon detection include straight carapace length and body mass measurements, using a sliding ruler and digital balance respectively. Sexual classification was based on the animals' tail lengths, with those of the male specimens being thicker and longer than the females' (Jesu and Schimmenti 1995). The tail of male specimens also ends in a spine-like terminal scale (Pedrono and Smith 2003). All animals whose carapace measured below 90 mm were classified as juveniles or subadults and were not sexed due to their size. External morphological characteristics, as described by Jesu and Schimmenti (1995), appeared to be less developed in smaller individuals. All tortoises studied within this survey were permanently marked by notching the marginal scutes using a saw blade. A numerical code was used for marking the animals to ensure individual and permanent identification and was generated in the order of detection. During the survey it was established that three animals belonged to the subspecies *Pyxis a. arachnoides* based on their characteristic plastron hinge (Pedrono and Smith 2003). The data collected from these three individuals were not used in population density estimations or population characterisation.

The description of the tortoises' size and body mass distribution was performed in SPSS 13.0. To examine for sex-dependent differences in body mass a linear regression was performed, using sex as an independent variable and body size as an independent continuous variable. The residuals were subsequently tested for differences using the Mann-Whitney U-Test.

RESULTS

A total of 55 individuals of *Pyxis arachnoides* were recorded during the survey (Table 1). The animals were identified as 52 individuals of *P. a. brygooi* and three individuals of *P. a. arachnoides*.

During transect and plot surveys 39 *Pyxis arachnoides* were detected, of which two individuals were classified as subspecies *P. a. arachnoides*. Another 16 tortoises were detected outside regular counts, including one individual of *P. a. arachnoides*. The data from all *P. a. brygooi* were used in the population structure analysis, whereas the density analysis was only performed with the data from tortoises detected during standardised searches. Recaptures did not occur within this study. Population densities of *P. a. brygooi* were calculated from tortoise counts presented in Table 1.

TRANSECT SURVEYS: In total 17 *Pyxis arachnoides brygooi* were detected within the transect surveys. Population densities of 2.9 (T1), 2.2 (T2) and 1.5 (T3) animals per hectare were calculated from the transect counts. The mean density from transect counts is therefore estimated as 2.2 tortoises per hectare.

TABLE 1. Tortoise counts of *Pyxis arachnoides brygooi* and *P. a. arachnoides* and densities of *P. a. brygooi* at the survey sites. M = male, F = female and J = juvenile. Animals too small to be sexed were classified as juveniles. * for *Pyxis arachnoides brygooi* only

Survey Site	Transect length / plot size	Number of tortoises		Density* (individuals per ha)
		<i>P. a. brygooi</i>	<i>P. a. arachnoides</i>	
Transect 1 (T1)	580 m	0 M / 1 F / 2 J		2.87
Transect 2 (T2)	765 m	2 M / 2 F / 3 J	1 M / 0 F / 1 J	2.18
Transect 3 (T3)	950 m	0 M / 2 F / 5 J		1.54
All Transects		2 M / 5 F / 10 J		2.09
Plot 1	1 ha	3 M / 2 F / 1 J		1.00
Plot 2	1 ha	1 M / 1 F / 0 J		0.33
Plot 3	1 ha	2 M / 0 F / 3 J		0.83
Plot 4	1 ha	4 M / 2 F / 1 J		1.17
All Plots		10 M / 5 F / 5 J		0.83
Tortoises outside transect/ plot surveys		4 M / 6 F / 5 J	1 F	
Totals		16 M / 16 F / 20 J	1 M / 1 F / 1 J	
		= 52 individuals	= 3 individuals	

PLOT SURVEYS: The plot surveys revealed a further 20 tortoises. The population density estimations obtained with this method were 1 (Q1), 0.3 (Q2), 0.8 (Q3) and 1.2 (Q4) animals per hectare when considering each plot individually. Population density estimates for all plots combined resulted in a density of 0.83 tortoises per hectare.

POPULATION STRUCTURE: During this study 16 males and 16 female tortoises *P. a. brygooi* were detected, as well as 20 juveniles. The carapace length of juvenile tortoises was 69.5 mm \pm 17.5 mm with a range of 37-89 mm. The mean carapace length of adult tortoises was 109.4 mm \pm 8.9 mm, ranging from 91-122 mm for female specimens and 106.6 mm \pm 7.1 mm with a range of 94-117 mm for male tortoises. The mean body mass of juvenile tortoises was 90.4 g \pm 48.4 g, ranging from 15-150 g. The mean body mass of adult females was 271.8g \pm 51.7g with a range of 172-365 g. Adult male tortoises showed a mean body mass of 234.0 g \pm 58.6g, ranging from 122-350 g. The linear regression analysis of body size and weight revealed females to be significantly heavier than males (Mann-Whitney U-Test, $z = -2.19$, $p = 0.029$, $n = 32$).

DISCUSSION

At present all endemic Malagasy tortoise species are listed as Critically Endangered in the IUCN Red List (IUCN 2011). Walker (2010) points out that *Pyxis arachnoides* can only be found in reasonably intact habitats. Therefore, ongoing habitat destruction (Seddon et al. 2000, Ganzhorn et al. 2001) is a severe threat to the tortoise's survival as well as the illegal pet trade (Behler 2002). The range of the subspecies *P. a. brygooi* would seem to be very limited and no protected area appears to have been established in its range to date (Pedrono 2008).

Despite expectations to find only the subspecies *Pyxis arachnoides brygooi* in the study area (Durrell et al. 1989, Jesu and Schimmenti 1995), three individuals of *P. a. arachnoides* were detected within this survey. Subspecies of *P. arachnoides* are easily distinguishable as a result of the mobility of their plastron hinge, making a false identification unlikely. Our study area was situated between the core range areas of *P. a. brygooi* and *P. a. arachnoides*, previously defined as a transitional zone for these two subspecies (Walker 2010).

Detailed studies on the subspecies' occurrence and distribution in this region should be carried out to provide further insight.

During this research period an even sex ratio of *Pyxis a. brygooi* was detected in the study area. While Walker et al. (2007) observed a greater abundance of female tortoises *Pyxis a. arachnoides* in the area of Anakao (a majority of 57% during the wet season), Jesu and Schimmenti (1995) ascertained a ratio close to 1:1 in the same location.

Jesu and Schimmenti (1995) found female *Pyxis a. arachnoides* to be larger on average than males. Although the largest animal found in the present study was a female of 122 mm, no statistical difference in the carapace length of male and female tortoises *P. arachnoides brygooi* was observed. Even so, the body mass of female tortoises was documented to be significantly higher than that of their male counterparts within this study.

The most recent survey suggests that tortoise densities of *Pyxis a. arachnoides* range from 2.08 to 4.63 animals per hectare in the dry or wet season respectively (Walker et al. 2008). Tortoise densities are supposed to be greater than three animals per hectare according to Jesu and Schimmenti (1995). Density estimates in this study are lower. However, transect counts in this study still revealed a mean tortoise density of 2.2 animals per hectare, whereas the mean tortoise density from plot counts was estimated to be 0.83 animals per hectare. This survey was carried out from February to early April 2008 during the wet season when the greatest amount of tortoise activity can be expected (Pedrono and Smith 2003, Walker et al. 2008). There were, however, no tortoise recaptures during the field survey and, as a result, a mark-recapture examination could not be performed with the data that were recorded. Tortoises of the genus *Pyxis* are known to bury themselves in sandy substrate during the dry season (Jesu and Schimmenti 1995, Walker et al. 2008) and might even do so during the wet season due to the unpredictable weather conditions in this region (Gould et al. 1999, Dewar and Richard 2007). Consequently, the tortoise densities estimated within this study may be based on only one part of the population, namely those specimens that were active during the research period.

The suitability for rapid field surveys and the applicability of both the methods carried out within this study varies greatly. Transect surveys offer an easy means to estimate tortoise population densities if existing pathways can be used for the study. Animals studied in transect counts should be fixed at initial sighting position, they should not move before detection and not be counted twice (Krebs 1998). Considering these simple assumptions, tortoises appear well suited to transect studies. Moving slowly, they do not leave their sighting positions and they can easily be caught for further examination. Double counts do not occur as tortoises usually do not overtake the researcher. However, this method lacks some accuracy as inactive animals are unlikely to be found in transect counts. Hardly any animal will sleep at the side of a path, especially if it is used regularly by local people. If a lot of people pass by during a transect count, the resulting figures might be biased due to the animals being scared away. Still, this method offers a good opportunity to study tortoise populations for single researchers.

Plot counts are performed under the assumption that all animals in the selected area have been detected. This method, therefore, directly reflects population densities per area. Nevertheless, the animals' activity levels still influence density estimations as inactive tortoises *Pyxis arachnoides* spp. tend to keep out of sight by burying themselves in the sand (Jesu and Schimmenti 1995, Walker et al. 2008). Performing plot counts requires a group of assistants that are trained in locating tortoises. Since the study area was in close proximity to the village of Ifaty-Mangily there was no difficulty in finding assistants to help. In general, the plot count method seems to be the more accurate when it comes to studying animals that have a small home range. However, as a result of *Pyxis arachnoides* spp. concealing itself during periods of inactivity, the actual total number of tortoises might not be located during plot searches and this method, therefore, also lacks some accuracy.

In the area of Anakao, Jesu and Schimmenti (1995) note that there is a lack of predators, apart from bush pigs, that could reduce tortoise densities. Pigs are assumed to go for either eggs or juvenile specimens (Jesu and Schimmenti 1995). However, the forest around Ifaty-Mangily and the region to its south are clearly influenced by tourism, where forests are heavily exploited for construction material and charcoal production (Du Puy and Moat 1998, Seddon et al. 2000). In contrast to Walker et al. (2007) no empty shells were detected in the forest and no tortoise exploitation was observed during the research period.

CONCLUSIONS

This research contributes to the limited knowledge of the Malagasy tortoise species *Pyxis arachnoides* spp., whose survival in the wild is currently threatened. The presence of a transitional zone for the subspecies *P. a. brygooi* and *P. a. arachnoides* in the southwest of Madagascar has been acknowledged and further studies of this population are recommended. Despite low tortoise densities being detected within this study, a great abundance of juveniles was recorded along with a balanced sex ratio in *P. a. brygooi*, indicating a depleted but still viable population.

ACKNOWLEDGMENTS

The study was carried out under the Accord de Collaboration between ANGAP (now Madagascar National Parks), the

Département de Biologie Animale, Université d'Antananarivo and the Department of Biology, Hamburg University. Our cooperating partner was the *Village des Tortues*, a rescue centre for tortoises which have been confiscated by customs or police authorities. We would like to thank them for their hospitality and support, especially Daniel Kotonirina Ramampihirika, Bernard Devaux and Olivier Ciprien Razandrimamilañiarivo. We are grateful to the late Olga Ramilijaona, Daniel Rakotondravony and Miguel Vences for their help at various stages of the study, Jocelyn Rakotomalala and Domoïna Rakotomalala (ANGAP Toliara) and WWF Madagascar for their logistical support in the field. The study was financed by grants from the German Academic Exchange Service (DAAD) to Jutta Hammer, DFG/BMZ (Ga 342/15-1), the European Association of Zoos and Aquaria (EAZA), and WWF Germany to Jörg Ganzhorn.

REFERENCES

- Behler, J. 2002. Madagascar tortoise crisis: Letter to CITES animal committee and concerned parties, 9 January 2002. *Turtle and Tortoise Newsletter* 5: 18-19.
- Dewar, R. E. and Richard, A. F. 2007. Evolution in the hypervariable environment of Madagascar. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 34: 13723-13727. (doi: 10.1073/pnas.0704346104)
- Du Puy, D. J. and Moat, J. F. 1998. Vegetation mapping and classification in Madagascar (using GIS): Implications and recommendations for the conservation of biodiversity. In: *Chorology, Taxonomy and Ecology of the Floras of Africa and Madagascar*. C. R. Huxley, J. M. Lock and D. F. Cutler (eds.), pp 97-117. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Durrell, L., Groombridge, B., Tonge, S. and Bloxam, Q. 1989. *Pyxis arachnoides*, Madagascar Spider Tortoise; Tsakafy; Kapila. In: *The Conservation Biology of Tortoises*. I. R. Swingland, and M. W. Klemens (eds.), pp 103-104, IUCN, Gland, Switzerland.
- Ganzhorn, J. U., Lowry II, P. P., Schatz, G. E. and Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar: One of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx* 35, 4: 346-348. (doi:10.1046/j.1365-3008.2001.00201.x)
- Gould, L., Sussman, R. W. and Sauter, M. L. 1999. Natural disasters and primate populations: The effects of a 2-year drought on a naturally occurring population of ring-tailed lemurs (*Lemur catta*) in southwestern Madagascar. *International Journal of Primatology* 20, 1: 69-84. (doi:10.1023/A:1020584200807)
- Hammer, J. M. and Ramilijaona, O. 2009. Population study on *Astrochelys radiata* (Shaw, 1802) in the Tsimanampetsa National Park, southwest Madagascar. *Salamandra* 45, 4: 219-232.
- IUCN, The International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources 2011. IUCN Red List of threatened species. Version 2010.4. Available at <www.iucnredlist.org>.
- Jesu, R. and Schimmenti, G. 1995. A preliminary study on the status of a population of Malagasy Spider tortoise (*Pyxis arachnoides*, Bell 1927) from SW Madagascar. In: *International Congress of Chelonian Conservation*. 6-10 July 1995. B. Devaux (ed.), pp 144-147. Gonfaron, France.
- Krebs, C. J. 1998. *Ecological Methodology*. Second edition, Benjamin Cummings, Menlo Park, California.
- Leuteritz, T. E. J., Lamb, T., Limberaza, J. C. 2005. Distribution, status, and conservation of radiated tortoises (*Geochelone radiata*) in Madagascar. *Biological Conservation* 124, 4: 451-461. (doi: 10.1016/j.biocon.2005.02.003)
- Pedrono, M. and Smith, L. L. 2003. Testudinae, land tortoises. In: *The Natural History of Madagascar*. S. M. Goodman and J. P. Benstead (eds.), pp 951-956. The University of Chicago Press, Chicago.
- Pedrono, M. 2008. *The Tortoises and Turtles of Madagascar*. Natural History Publications, Borneo.
- Seddon, N., Butchart, S., Tobias, J., Yount, J. W., Ramanampamonjy, J. R. and Randrianzahana, H. 2000. Conservation issues and priorities in the Mikea Forest of south-west Madagascar. *Oryx* 34, 4: 287-304. (doi:10.1046/j.1365-3008.2000.00134.x)

- Walker, R. C. J., Woods-Ballard, A. J. and Rix, C. E. 2008. Population density and seasonal activity of the threatened Madagascar spider tortoise (*Pyxis arachnoides arachnoides*) of the southern dry forests; south west Madagascar. *African Journal of Ecology* 46, 1: 67-73. (doi: 10.1111/j.1365-2028.2007.00811.x)
- Walker, R. C. J. 2010. The decline of the critically endangered northern Madagascar spider tortoise (*Pyxis arachnoides brygooi*). *Herpetologica* 66, 4: 411-417.

SUPPLEMENTARY MATERIAL.

AVAILABLE ONLINE ONLY.

Coordinates and tortoise counts of all transects and plots in the research area. The starting and finishing point of each transect is listed along with the four corner points of each plot. Tortoise counts *Pyxis arachnoides brygooi* are divided by sex: M = male, F = female and J = juvenile. Animals too small to be sexed were classified as juveniles.

IMPRESSUM

Madagascar Conservation and Development is the journal of Indian Ocean e-Ink. It is owned by this institution and its production is its own responsibility.

EDITOR-IN-CHIEF

Lucienne Wilmé [Missouri Botanical Garden, France]

EXECUTIVE EDITORS

Patrick O. Waeber [Madagascar Wildlife Conservation, Canada]

Charlie J. Gardner [University of Kent, UK]

EDITORS

Jonah Ratsimbazafy [Durrell Wildlife Conservation Trust, Madagascar], Carel van Schaik [University of Zurich, Switzerland], Ute Radespiel [TiHo Hannover, Germany], Harison Rabarison [University of Antananarivo, Madagascar], Daniela B. Raik [Conservation International, Madagascar], Jean-Solo Ratsisompatrarivo [DAI, Madagascar], Chris Birkinshaw [Missouri Botanical Garden, Madagascar], Herilala Randriamahazo [Wildlife Conservation Society, Madagascar], Lily-Arison René de Roland [The Peregrine Fund, Madagascar], Joleen Timko [University of British Columbia, Canada], Barry Ferguson [University of East Anglia, UK], Porter P. Lowry II [Missouri Botanical Garden, USA/France], Marie Jeanne Raheirilalao [Vahatra, Madagascar], Joerg U. Ganzhorn [University of Hamburg, Germany], Nadia Rabesahala Horning [Middlebury College, USA], Genese M. Sodikoff [Rutgers University, USA], Robert E. Dewar [University of Cambridge, UK and University of Connecticut, USA], Miguel Pedrono [Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, France], Sandra J. T. M. Evers [University of Amsterdam, The Netherlands], Julian Glos [University of Hamburg, Germany], Rémi A. Ratsimbazafy [WWF Madagascar], David A. Burney [National Tropical Botanical Garden, Hawaii, USA], Alison F. Richard [University of Cambridge, UK and Yale University, USA], Frank Glaw [Zoologische Staatssammlung München, Germany], Neal J. Hockley [Bangor University, UK], Maarten J. de Wit [University of Cape Town, South Africa], John S. Sparks [American Museum of Natural History, USA], Tsilavo Raharimahefa [Laurentian University, Canada], François Moutou [French mammal society SFPEM and French agency for sanitary security ANSES, France], Paul Smith [Royal Botanic Gardens Kew, UK], Michel Sartori [Musée cantonal de zoologie, Switzerland], Pascal Danthu [Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement, France], Natalie Vasey [Portland State University, USA], Paulina D. Jenkins [The Natural History Museum, UK], Wilson R. Lourenço [Muséum national d'Histoire naturelle, France], Lolona Ramamonjisoa [Silo National des Graines Forestières, Madagascar], Justin Moat [Royal Botanic Gardens Kew, UK], Melanie L. J. Stiassny [American Museum of Natural History, USA], Roger Edmond [University of Antananarivo, Madagascar], Kazuhiro Eguchi [Kyushu University, Japan], Laurie R. Godfrey [University of Massachusetts, USA], Jean-Pierre Sorg [ETH Zurich, Switzerland], Jeffrey C. Kaufmann [University of Southern Mississippi, USA], Christian A. Kull [Monash University, Australia], Matthieu Le Corre [Université de La Réunion, La Réunion], Jean-Laurent Pfund [Center for International Forestry Research CIFOR, Madagascar]

COPY EDITORS

Julian Cooke [Anglo-Malagasy Society, UK], Trevor G. Jones [Blue Ventures, Madagascar], Christian Camara [Missouri Botanical Garden, Madagascar], Marion Langrand [France]

TRANSLATIONS

Ralisa Andriamahavita [Madagascar], Raphaël D. Chavardès [University of British Columbia, Canada]

COVER PICTURE

« des années après la photo, je me demande encore ce que signifie le regard de ce pêcheur » Jean-Philippe Debleds

EDITORIAL MAP

Madagascar Conservation & Development

LAYOUT EDITOR

Christine Buerki [Madagascar Wildlife Conservation, Canada]

FOUNDER EDITORS

Patrick O. Waeber [Madagascar Wildlife Conservation, Canada], Daniel C. Hänni [Jane Goodall Institute Switzerland]

JOURNAL INFORMATION

All journal related information for authors, reviewers, readers and sponsors is available online at <http://www.journalmcd.com>.

PLEASE SUPPORT THE JOURNAL MCD

BIC (Bank Identifier Code): POFICHBEXXX

Address: Swiss Post – PostFinance Nordring 8

3030 Bern, Switzerland

PC: 60-684630-2

IBAN: CH650900000606846302

ISSN 1662-2510

Madag. conserv. dev.