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

J. Ferraris[1]; H. Chevillotte[2], J.-Y. Meyer[3], T. Mellado[4], J. Florence[2], E. Emmanuelli[5], E. Habert[6], R. Galzin[5].

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

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

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

Moorea reste moins touchée par les invasions biologiques que Tahiti où, par exemple, l'arbre *Miconia calvescens* (Melastomataceae) couvre 70-75% de l'île, alors qu'à Moorea, seuls 20-25% de la surface sont concernés, représentant quelques vallées humides et les plus hauts sommets. Le milieu terrestre subit les pressions conjuguées de la destruction et de la modification des habitats naturels (déforestation, incendies volontaires ou accidentels, urbanisation, plantations forestières, extension de grandes cultures comme l'ananas) et de l'incursion d'espèces végétales et animales envahissantes. La biodiversité marine est quant à elle, sous la menace du cumul des perturbations de l'écosystème corallien, telles que l'artificialisation des rives, l'apport de sédiments dus à l'urbanisation, l'augmentation de la pression démographique et des usages liés à l'écosystème marin, la fréquence des phénomènes de blanchissement du corail, avec pour conséquence la diminution et la raréfaction des ressources.

Le Plan Général d'Aménagement (PGA) et le Plan de Gestion de l'Espace Maritime (PGEM) de Moorea proposent un zonage et une réglementation des usages de l'espace insulaire, mais seul ce dernier possède de véritables Aires Protégées, mises en place en 2004. Des inventaires scientifiques ont été réalisés afin d'évaluer l'état de la biodiversité et de comparer des zones soumises à différentes pressions anthropiques.

Afin de répondre aux questions posées par l'axe 1 "Les connaissances mobilisées pour l'action", même si l'étude du milieu terrestre tranche sur celle du milieu marin par l'absence de mise en place d' Aires Protégées dans son plan d'aménagement, elle représente une étape indispensable dans l'acquisition d'un savoir global en vue d'une politique de conservation. Ainsi, les études menées sur la végétation de basse et moyenne altitude de Moorea le long de transects altitudinaux traversant des domaines publics ou privés montrent des processus d'invasion différents en relation avec les facteurs climatiques et autoécologiques, sans différence entre les modes de gestion des domaines. L'étude en milieu marin vise à comparer les AMP à des Aires Témoins afin de tester l'efficacité de la mesure de protection et proposer un protocole de suivi allégé. En l'absence d'un suivi à long terme, l'étude terrestre ne permet pas, à la différence du milieu marin, de rendre compte de la dimension temporelle des mécanismes en jeu. Mais la réflexion sur les deux écosystèmes est menée en parallèle afin de proposer des indicateurs de biodiversité nécessaires à la prise de décision, ces derniers dictés par des objectifs de conservation ou de développement durable de la diversité biologique insulaire. Une attention particulière est apportée à la restitution des indicateurs *via* un Système d'Information Géographique (SIG) afin d'illustrer les conséquences du moyen de communication sur l'expression même des indicateurs et sur leurs usages.

Mots clés :
Biodiversité insulaire, Polynésie française, espèces envahissantes, aires marines protégées, indicateurs de biodiversité, SIG

Thème : les connaissances mobilisées pour l'action

Avec la collaboration de : F. Crozier IRD-US084 ; N. Maihota et T. Maruhi , IRD-Tahiti, P. Peltre, IRD-LCA, R. Taputuarai, Délég. Rech. Polynésie française; S. Martinez, Univ. Auckland ; T. Lison de Loma, Y. Chancerelle et C. Vieux, CRIOBE, J. Claudet de l'EPHE-CNRS.

Introduction

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) prévoit la mise en place d'un programme spécifique pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité des écosystèmes terrestres et marins insulaires. Généralement les îles de la zone intertropicale, d'origine volcanique et bordées de récifs coralliens, abritent une faune et une flore d'une biodiversité unique mais d'un équilibre fragile car soumise à des perturbations de plus en plus fortes. Celles-ci sont d'origine naturelle – cyclones, espèces indigènes proliférantes, telles que l'étoile de mer *Acanthaster plancii,* ou d'origine anthropique : espèces introduites envahissantes, destruction des habitats, surexploitation des ressources, pollution. Le développement économique des Etats insulaires est cependant directement lié à l'état de leurs ressources naturelles et à leur exploitation. Une telle situation se traduit en particulier par l'exploitation des ressources forestières et minières et du potentiel agricole, parallèlement au développement démographique et touristique avec une concentration accrue des populations humaines sur la bande côtière. L'exploitation des ressources marines s'intensifie avec l'augmentation de la demande due à l'expansion de nouveaux marchés (poissons vivants, aquariophilie) et de la pression démographique, accompagnée des perturbations liées aux activités sur le littoral, parallèlement à une augmentation de l'artificialisation des rives, du développement des infrastructures maritimes et d'une destruction des habitats essentiels au cycle de vie des espèces : estuaires, mangroves, récifs, herbiers.

Les inventaires de biodiversité s'intensifient dans le Pacifique (missions aux Australes et à Rapa en Polynésie française entre 2002-2004, Santo 2006 au Vanuatu) afin de dresser la liste des espèces des îles, d'en établir les codes génétiques (programme « Moorea Biocode » initié en 2006) ou tout simplement de réaliser un état des lieux sur la biodiversité à un temps t=0 à des fins de mesure de gestion. On s'intéresse ici à la question du transfert des connaissances scientifiques à la gestion en rapport avec la conservation de la biodiversité insulaire et le développement durable. L'île de Moorea, en Polynésie française, est prise comme exemple pour aborder deux problèmes spécifiques en terme de gestion : les connaissances mobilisées pour l'action en regard des phénomènes d'invasion biologique et de restauration de la biodiversité et la manière dont les aires protégées constituent une mesure de gestion adaptée à la conservation de la biodiversité et au développement durable. Ces deux problèmes soulèvent la question des évaluations qualitative et quantitative de la biodiversité à des fins de diagnostic et de suivi de son évolution, ainsi que de sa restitution pour l'aide à la décision. Cet article est avant tout une contribution à caractère méthodologique pour aborder la thématique de l'ATI « des connaissances mobilisées pour l'action » sous l'angle de la pertinence et du transfert des connaissances issues des données scientifiques pour la gestion. La réflexion porte plus particulièrement sur la pertinence et l'efficacité des indicateurs de biodiversité et de leur représentation via un référentiel permettant de réfléchir à la construction d'un tableau de bord pour l'aide à la décision.

Une réflexion parallèle est menée pour les milieux terrestre et marin afin de dégager les relations entre les démarches des scientifiques pour acquérir de la connaissance sur les phénomènes étudiés, avec notamment la mise en œuvre d'un protocole d'observation avec acquisition de données et leur traitement afin de fournir des connaissances utiles à la gestion. Cette connaissance se formalise sous la forme d'indicateurs définis en rapport avec les questions de gestion. Notre propos porte sur la caractérisation de la biodiversité en rapport avec deux perturbations : l'invasion biologique par *Miconia calvescens* et d'autres plantes envahissantes pour le milieu terrestre et la mise en place d'aires marines protégées pour le milieu côtier. Dans les deux cas, on cherche à qualifier et quantifier la biodiversité par différentes mesures écologiques et à restituer l'information via un Système d'Information Géographique. La réflexion menée au travers d'une restitution cartographique, la carte étant un outil d'aide à la décision et de communication reconnu, permet en effet de s'interroger sur les qualités requises à un indicateur. La question est donc quel indicateur pour représenter la biodiversité, concept qu'il est nécessaire de décortiquer en regard des questions de gestion abordées ici.

1- Biogéographie et biodiversité insulaire

Les îles océaniques éloignées sont caractérisées, de par leur origine géologique et leur isolement géographique, par une fragilité et un appauvrissement de la diversité biologique par rapport aux masses continentales, mais aussi par un endémisme plus ou moins prononcé.

La flore vasculaire de la Polynésie française représente, à l'intérieur du Pacifique, la sous-province de la Polynésie du Sud-Est (BALGOOY, 1971). Localisé dans le sud-est de l'Océan Pacifique, ce territoire compte 120 îles sur environ 3500 km^2 de terres émergées situées entre 134° et 155° de longitude ouest et 8° et 28° de latitude sud, dispersées en cinq archipels, les Australes, les Gambier, les Marquises, la Société et les Tuamotu, éparpillés sur plus de 5 M de km^2 d'océan. Leur distance aux continents – les Marquises sont l'archipel océanique le plus isolé : l'Amérique centrale est distante de plus de 5000 km –, leur âge, leur surface, leur altitude, le climat, le substrat – volcanique ou calcaire –, ainsi que l'époque, la durée et les modalités de l'occupation humaine, sont les facteurs agissant sur la flore et la végétation insulaires.

Comme principale conséquence de ces facteurs, nous rencontrons une flore et une faune appauvries pour la région. Ainsi, la Polynésie française comptant environ 900 espèces de plantes vasculaires, est dépassée largement par d'autres îles ou archipels du Pacifique : à l'Ouest, la Nouvelle-Calédonie avec plus de 3000 espèces, les îles Fidji, avec 1500 au centre ou les îles Hawaï au nord, avec environ 1300. Mais cette pauvreté masque une diversité réelle dans la flore endémique, puisque environ 480 espèces sont propres à la Polynésie française, soit environ 55%. Pour les poissons, le gradient ouest-est est également très marqué puisque plus de 1200 espèces marines récifales sont recensées en Nouvelle-Calédonie, contre environ 800 espèces en Polynésie française. Cependant l'endémicité est peu marquée compte tenu de la capacité de dispersion des larves.

Au sein d'une même région biogéographique, la situation est contrastée entre les îles hautes volcaniques et les atolls coralliens au ras de l'océan : au sein des îles de la Société, Tahiti la plus grande, 1000 km2 et la plus jeune des îles volcaniques majeures (environ 1 M d'années) compte 202 endémiques sur une flore indigène de 475 espèces, soit 42 % ; Moorea 93 pour 270, soit 34%. L'atoll de Rangiroa compte 35 espèces indigènes et un taux d'endémisme de 14% contre Makatea, un atoll soulevé, de 100 m de hauteur, avec 72 espèces et un taux de 18%. Les îles volcaniques ont permis une spéciation active grâce aux gradients physiographiques ou la diversité des milieux écologiques aptes à ségréger des taxons. A l'opposé, la végétation des atolls ou du littoral ne permet qu'à un petits nombre d'espèces de prospérer dans un milieu fortement contraignant : économie de l'eau, effet du sel et du calcaire sur la physiologie de la plante. Le type d'île joue également sur l'ichtyofaune : ainsi on recense 170 espèces dans l'atoll de Tikehau aux Tuamotu, contre plus de 700 dans l'île haute de Moorea. La théorie de biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson 1963, 1967) postule que la richesse spécifique augmente avec la taille des îles selon l'équation RS (nombre d'espèces) = $C*A^{**z}$ où A est la surface de l'île et C et z des constantes, relation confirmée pour les poissons de sept lagons d'atolls (Galzin *et al.*, 1994). Le lagon de Tikehau, qui représente un des grands atolls de Polynésie, aura une faune plus riche que les nombreux petits atolls des Tuamotu. L'île haute, plus jeune, présente en outre une diversité d'habitats que ne possèdent pas les atolls (baies, estuaires, herbiers, différents types de récifs, à laquelle sera associée une grande diversité d'espèces).

2- Conservation et Développement Durable de la biodiversité insulaire

La biodiversité terrestre et marine insulaire s'explique donc par l'histoire et la géographie des îles : ces dernières décennies voient malheureusement une chute brutale de cette biodiversité en raison de l'impact des activités humaines. Ces activités anthropiques sont illustrées en particulier par les espèces introduites dont certaines se révèlent envahissantes, constituant ainsi une menace pour la biodiversité, mais aussi par un impact de plus en plus fort de l'exploitation des ressources et de la modification des habitats naturels dû aux développements démographique et économique. Or, cette biodiversité est souvent à la source des activités économiques, voire de la sécurité alimentaire des populations insulaires. Les ressources récifales représentent l'un des principaux apports en protéines des populations riveraines (39%

de l'apport en protéines animales), surtout en Polynésie et Micronésie où les ressources terrestres sont limitées (Coyne *et al.*., 1984). Cette pêche de subsistance est nettement supérieure à celle destinée à la commercialisation (Dalzell *et al.*, 1996), mais l'importance des pêcheries côtières est moins liée aux quantités pêchées qu'aux bénéfices induits pour des pêcheurs à faible revenu qui ont peu d'alternatives en terme d'emploi (Russ, 1991). L'exploitation par la pêche n'est pas le seul usage lié à la biodiversité marine, puisque le développement touristique des îles est tourné entre autres vers la beauté des lagons (développement d'infrastructure hôtelière, activités marines telle que la plongée sous-marine ou l'observation des espèces marines emblématiques : raie, dauphin, requins, etc.). Comment alors concilier préservation de la biodiversité exceptionnelle de ces milieux et développement durable des activités liées à cette biodiversité ?

En Polynésie française, l'île de Moorea, voisine de Tahiti (Îles du Vent de l'archipel de la Société), est représentative d'une île haute, d'origine volcanique récente, relativement bien préservée mais soumise à une pression anthropique forte sur la frange côtière. Jusqu'à la seconde moitié du XIXème siècle, les Polynésiens ont principalement occupé les basses et moyennes vallées propices à leur agriculture de subsistance (taro *Colocasia esculenta*, patate douce *Ipomea batatas*, chataîgnier du Pacifique ou *mape Inocarpus fagifer*, arbre à pain *Artocarpus altilis* et bananiers *Musa x paradisiaca* et *M. troglodytarum*) contrastant avec l'occupation Européenne qui a entraîné le reflux des populations vers la ceinture littorale, avec des contraintes importantes sur le milieu marin et un relatif soulagement pour les vallées. Aujourd'hui, une réoccupation de l'espace sur les hauteurs semble s'effectuer sur de nombreuses îles comme Tahiti, avec des conséquences sur de nouvelles introductions d'espèces (Larue, 2006). La biodiversité du milieu marin est sous la menace de la raréfaction des ressources due à l'impact des activités anthropiques sur les bassins versants et dans le lagon ; le milieu terrestre subit les pressions conjuguées de la destruction et de la modification des habitats naturels (déforestation, incendies volontaires ou accidentels, urbanisation, plantations forestières, extension de grandes cultures comme l'ananas) et de l'invasion par des espèces végétales et animales envahissantes..

Moorea, reste toutefois relativement moins touché par les invasions biologiques végétales que Tahiti où, par exemple, l'arbre *Miconia calvescens* (Melastomataceae) introduit comme plante ornementale en 1937 dans un jardin botanique couvre actuellement près de 70-75% de l'île soit plus de 80 000 hectares, alors qu'à Moorea, seuls 20-25% de la surface sont concernés, représentant quelques vallées humides et les plus hauts sommets (Rotui, Mouaputa, Fairurani, Mouaroa et Tohiea) situés au dessus de 500 à 600 m d'altitude. Le milieu terrestre subit la pression de plantes introduites envahissantes dans les agro-écosystèmes et les forêts secondarisées (nombreuses adventices et rudérales) et dans les forêts naturelles mésophiles (notamment le lantana *Lantana camara,* la liane *Mikania micrantha*) ou hygrophile (notamment le miconia *Miconia calvescens*, le tulipier du Gabon *Spathodea campanulata*, le caféier *Coffea arabica*, la ronce *Rubus rosifolius*) et de l'extension de grandes cultures comme l'ananas. Pour les mollusques terrestres, sept espèces d'escargots endémiques arboricoles (*Partula spp.*) ont disparu suite à l'introduction de l'escargot carnivore *Euglandina rosea* en 1977. En milieu marin, plusieurs espèces on été introduites, telles que le troca (*Trochus niloticus*) introduit en 1957, le palétuvier (*Rhizophora stylosa*) importé de Nouvelle-Calédonie dans les années 1930 pour permettre le développement de l'huître *(Crassostrea sp.*) qui ne s'est jamais adaptée contrairement au palétuvier dont le développement soulève la question de son contrôle Aucune de ces espèces ne se révèlent envahissantes pour l'instant. Des cas de prolifération de l'étoile de mer dévoreuse de corail, *Acanthaster plancii* ou "coussin de belle-mère" ont été notés ponctuellement au début des années 80 (Faure, 1989), perturbation d'origine naturelle dont la cause n'est toujours pas identifiée. La biodiversité marine est quand à elle sous la menace du cumul des perturbations sur l'écosystème corallien, l'artificialisation des rives, l'apport de sédiments dus à l'urbanisation, l'augmentation de la pression démographique et des usages liés à l'écosystème marin, la fréquence des phénomènes de blanchissement du corail avec pour conséquence la raréfaction des ressources. Les études à Moorea montrent une certaine vitalité des récifs depuis les derniers évènements catastrophiques destructeurs de 1982-1983 (taramea, cyclones, El-Nino). Les études montrent par ailleurs que certaines variations brutales à la suite d'évènements catastrophiques (cyclones, *Acanthaster*, phénomènes de blanchissement, rejet massif de sédiments terrigènes) ne remettent pas en cause la résilience du système tant que le seuil d'élasticité n'est pas dépassé. La partie frangeante, directement accolée à la côte et subissant de plein fouet les activités humaines localisées sur le littoral, est la plus

touchée. L'estimation des rendements de pêche montre que le lagon semble surexploité ; or 22% des résidents de Moorea sont particulièrement dépendants des ressources lagonaires et 57% affirment avoir recours à la pêche vivrière (Younger, 2002).

Sur 115 sites de conservation importants et prioritaires récemment identifiés en Polynésie française par un collège d'experts,spécialistes de la flore et la faune terrestre, en fonction de la richesse spécifique et écologique des sites (notamment la présence d'espèces végétales et animales protégées par la réglementation, mais également le type d'habitat rencontré) et du degré de menace, sept sites sont présents à Moorea, dont deux sont considérés comme ayant une priorité de conservation haute : il s'agit du mont Fairurani et la vallée de Maharepa située en contrebas, et le mont Mouaputa (Meyer *et al.* 2005). Il n'existe cependant pas d'aires protégées terrestres sur l'île de Moorea. Les seuls espaces protégés terrestres en Polynésie française sont les îlots inhabités de Mohotani, Eiao, Hatutaa aux Marquises classés en réserve naturelle en 1971, les atolls inhabités de Scilly et Bellinghausen dans la Société classés en réserve naturelle en 1971 et l'atoll de Taiaro aux Tuamotu classé en en réserve naturelle en 1972 et réserve de la biosphère depuis 1977, le parc naturel de Te Faaiti à Tahiti classé en 1989, ainsi que la réserve naturelle et parc naturel de Vaikivi à Ua Huka classé en 1997 (Direction de l'environnement 2004 ; Meyer, 2007).

Seul un classement en espace protégé selon la « Délibération relative à la protection de la nature » (votée le 14 décembre 1995) peut garantir une protection forte d'un site,notamment le classement en réserve naturelle. Le classement est cependant long et difficile (avec enquête commodo-incommodo) surtout si les terrains sont privés (problèmes fonciers et d'indivision). Aucun classement n'a été effectué depuis celui du domaine territorial, donc public, de Vaikivi à Ua Huka en 1996. Il est prévu que l'acte de classement « *interdit à l'intérieur de l'espace protégée toute action susceptible de nuire au développement naturel de la flore et de la faune et plus généralement d'altérer le caractère dudit espace* » et qu'il « *désigne les personnes physiques ou morales ou la structure chargée de la gestion et de l'administration de l'espace protégé* ». Il n'y a cependant aucune obligation de mener des opérations de conservation, du type "lutte contre les espèces envahissantes" dans ces aires protégées. D'où des réserve naturelle actuellement envahies par les moutons (Mohotani aux Marquises) ou *Miconia* (Te Faaiti à Tahiti).

Le Plan Général d'Aménagement (PGA) de Moorea a défini une Zone de Haute Montagne (NDF), implantée « *sur les plus hauts sommets de l'île* » et « *coiffant les crêtes des montagnes de l'île* » mais prenant généralement son origine à la côte +200 m. Il est écrit que cette zone « *a pour vocation d'être conservée en l'état en y limitant les interventions humaines* » selon le Rapport de présentation du PGA et « *sans aucune construction ou activité* » selon le Règlement du PGA qui précise toutefois que « *cette conservation s'accompagne de plans de gestion et de valorisation des espaces naturels* ». En effet le Règlement admet des constructions à « *caractère culturel et archéologique* » ainsi qu'à « *usage touristique* », notamment des travaux d'aménagement de sentiers pédestres ou équestres, de travaux de terrassement liés aux aménagements précédents et même « *l'abattage des arbres et le nettoyage de la végétation dans le cadre de programme de gestion, d'entretien des aménagements touristiques ou de lutte contre des pestes végétales* ». Ces zones ne sont donc pas indemnes d'activités humaines et ne bénéficient pas d'une protection forte. Nos observations sur le terrain en 2005 et 2006 démontrent que les sentiers de randonnées allant du site du Belvédère au Col des 3 Cocotiers à Moorea, et jusqu'au col de Mouaputa, ont été réalisés : (1) sans concertation ni sollicitation d'avis d'experts (flore ou faune) sur l'implantation de ces sentiers en forêt ; (2) au détriment de la végétation naturelle avec de grands arbres indigènes et endémiques abattus (comme *Weinmannia parviflora*, *Crossostylis biflora*) pour faire passer le sentier et aménager des points de vue, les abords de pistes nettoyés ce qui a entraîné une prolifération de mauvaises herbes et de plantes envahissantes (comme la liane *Mikania micrantha*, les composées *Ageratum conyzoides, Blumea sinuata,* et *Erechtites valerianiifolia*, ou la ronce *Rubus rosifolius*), des populations d'orchidées terrestres menacées et/ou protégées par la réglementation (*Calanthe spp.*) endommagées, pas de signalisation à l'entrée et le long des sentiers d'où des dépôts d'ordures sauvages, des feux de camp avec des cas avérés d'incendie.

En 1983, l'environnement est intégré pour la première fois au sein des institutions polynésiennes. Le statut d'autonomie interne de la Polynésie signé l'année suivante, dote le gouvernement polynésien des compétences en matière environnementale. Le 30 mai 1985 est créée une Délégation à l'Environnement à vocation interministérielle ; c'est en son sein qu'ont été posés les problèmes, mais aussi qu'ont été réunies les compétences et volontés qui aboutiront à l'élaboration d'un Plan régissant le domaine maritime. Le Plan de Gestion de l'Espace Maritime est la réaction institutionnelle aux conflits d'usage de l'espace lagonaire qui ont été exacerbés à Bora-Bora où une délégation administrative puis une mission scientifiques se rendent en 1989. La législation alors en vigueur ne permettant pas de faire face aux problèmes soulevés à Bora-Bora: accroissement de la population notamment sur la zone littorale, conflits d'usage de l'espace lagonaire, principalement entre les pêcheurs et les différents acteurs qui participent du développement touristique, auxquels s'ajoutent parfois des conflits d'usages liés à la perliculture. C'est dans ce contexte qu'est créé le Plan de Gestion de l'Espace Maritime, envisagé comme un outil de gestion mis à la disposition des communes polynésiennes.

En Polynésie française, trois procédures de mise en place et de gestion d'Aires Marines Protégées peuvent être distinguées:

- Celles mise en place dans le cadre du programme MAB, régies par des instances internationales par le biais de l'UNESCO.
- Les réserves territoriales, Code de l'Environnement, la DIREN
- Et les Aires Marines Protégées mise en place dans le cadre du Plan de Gestion de l'Espace Maritime, sous l'égide du ministère de l'aménagement et dont la procédure d'élaboration est définie au sein du code de l'Aménagement. (notées en rouge, sachant que seul le Plan de Gestion de l'Espace Maritime de Moorea a abouti à l'heure actuelle).

3- Quelles données pour le diagnostic et le suivi de la biodiversité ?

Des inventaires scientifiques ont été réalisés afin d'évaluer l'état de la biodiversité terrestre et marine et de comparer des zones soumises à différentes pressions anthropiques. Deux stations de recherche en biologie sont présentes à Moorea : le Centre de Recherche Insulaires et Observatoire de l'Environnement (CRIOBE, EPHE-CNRS) et la Station de Recherche Richard B. Gump (Université de Berkeley). En ce qui concerne la biodiversité marine étudiée par le CRIOBE, les années 70 ont été consacrées à la découverte de l'écosystème corallien, à sa description, tant physique que biologique et à la mise en place des schémas bionomiques de répartition. Cette étape est à la base de la compréhension du fonctionnement de l'écosystème. Les années 80 furent consacrées à des études structurales systémiques et à l'étude de la dynamique des populations des principaux taxons. Les années 90 concernent des études sur la stabilité de l'écosystème corallien et de son fonctionnement. Les dernières années ont vu se mettre en place une diversification des activités, diversification dictée par la nécessité d'aborder une phase explicative: origine et maintien de la biodiversité, fonctionnement de l'écosystème. Une radiale (la radiale de Tiahura) fait notamment l'objet d'investigations régulières depuis plus de 15 ans, deux fois par an, au niveau des communautés de poissons. En ce qui concerne le PGEM, un état zéro des AMP a été mis en place en 2004 à la demande du Service de la Pêche où 8 aires protégées (AMP) et 5 aires témoins (AMT) sont suivies deux fois par an du point de vue des communautés marines.

On s'intéresse donc ici aux données pour évaluer l'état de la biodiversité. Ceci nécessite, d'une part, d'avoir des indices permettant de caractériser la biodiversité et d'autre part d'avoir un état de référence permettant d'établir le diagnostic. On cherche en outre à suivre cette biodiversité au cours du temps afin d'étudier l'évolution des phénomènes d'invasion biologique et de restauration de la biodiversité par la mise en place de zone de protection. Il s'agira donc de proposer des indices capables de déceler des changements au cours du temps en comparant des observations et en interprétant le sens de ces changements. On pose ici le problème du protocole d'observation (quelles unités d'observation, quelles variables à mesurer sur le terrain) et du traitement des données (quels indices de biodiversité).

Milieu terrestre :

L'étude de la végétation s'appuie sur deux méthodes classiques en phytoécologie ; pour la caractérisation floristique des formations végétales où sont délimitées les parcelles, on établit une liste des

espèces figurant dans chaque parcelle en leur attribuant des coefficients d'abondance-dominance avec une échelle de 6 valeurs allant de + (espèce rare) à 5 (plus de 75% de recouvrement) ; la seconde, dite méthode du transect, s'intéresse aux structures forestières et relève les diamètres espèce par espèce supérieurs à une valeur donnée. Pour notre étude, la borne inférieure sera de 1 cm – habituellement elle est de 5 ou 10 cm en forêt tropicale sempervirente continentale mais plus basse ici en raison des structures forestières insulaires particulières. Elle est complétée par une ligne-quadrat dans l'axe central d'une largeur d'un mètre où sont notés toutes les plantules et les plants juvéniles des espèces ligneuses de diamètre inférieur à la limite fixée, mais l'exploitation de ces données ne sera pas présentée ici. Le calcul d'indices de biodiversité entrant dans le cadre de l'objectif fixé, à savoir d'une part apporter une contribution à la connaissance des zones riches en biodiversité et d'autre part éclairer la pression des espèces envahissantes en vue d'une gestion raisonnée d'espaces remarquables, prendra en compte les résultats des deux premières méthodes.

La taille des parcelles est habituellement estimée à partir de la maille élémentaire de la sylvigénèse, c.-à.-d. les dimensions moyennes des arbres les plus élevés ; seront ainsi délimitées des parcelles de 20 x 20 m ; pour des situations avec des conditions physiographiques particulières, des parcelles plus étroites de 20 x 10 m seront retenues.

L'échantillonnage est du type stratifié, à savoir un choix de parcelles guidé par les objectifs de l'étude : elles sont choisies à partir de deux éléments : le type forestier et le degré d'invasion de *Miconia calvescens*. Pour le premier, on s'appuie sur les catégories proposées par Florence (1993), les forêts hygrophiles de basse altitude de la série à *Neonauclea-Hibiscus* ou de moyenne altitude à *Metrosideros-Weinmannia* atteintes ou non par l'invasion. Le second facteur nous amène à choisir des situations contrastées dans les densités de Miconia :

- absent ou peu dense dans les diamètres retenus,
- densité moyenne en sous-bois, avec un couvert continu de juvéniles avec ou sans individus reproducteurs adultes en strate continue ou non,
- densité forte de juvéniles en couvert plus ou moins monospécifique, avec une strate arborée indigène ou une strate supérieure plus ou moinsmonospécifique de Miconia.

Avant de présenter les parcelles étudiées (voir annexe 1), il convient de rappeler le phénomène Miconia à Moorea. Si *Miconia calvescens* a été cité dès les années 1970 à Moorea (M.-H. Sachet, *comm. pers.* 1983, donne un pied adulte dans l'enceinte du Lycée agricole de Opunohu qu'elle fit abattre), les premières récoltes ont été faites dans le massif de Mou'a puta en 1986 (où il s'était établi depuis les années 1970, Meyer, 1996), mais était déjà présent sur les flancs Ouest du Mont Rotui plus ou moins simultanément, puis s'est rapidement répandu ailleurs, en particulier dans les zones de Opunohu et Vaianae dont les parcelles retenues rendront compte. Actuellement, on estime la superficie envahie à environ 20-25 % de l'île, contre plus de 75% à Tahiti.

Les formations végétales relèvent de deux séries définies dans l'atlas de la Polynésie française (Florence, 1993) (*cf.*Annexe):

La série mésotropicale représentée à moyenne altitude par la forêt à *Metrosideros-Commersonia* avec les stations : FAI1, FAI2 et FAI3, MOU3 dont les trois premières figurent une transition vers la série hygrotropicale, elle est représentée par la forêt à *Weinmannia-Alstonia-Cyathea* et une forêt de transition à *Neonauclea-Crossostylis-Weinmannia.*

La série hygrotopicale représentée à basse et moyenne altitude par :

- la forêt à *Neonauclea-Angiopteris* avec les stations : MAA3, MOU1, MOU2, OPU1, OPU2, VAI1, VAI2, VAI3 et VAI4, pour l'essentiel, il s'agit déjà d'un faciès secondaire à *Spathodea-Neonauclea* ou d'un faciès édaphique à *Inocarpus* avec MAA1, MAA2, OPU3 ;
- le faciès à *Aleurites* : OPU4 ;
- le groupement saxicole à *Tecoma* : MOU1, MOU2.

L'adéquation des parcelles aux grandes unités de l'Atlas (les types de végétation ont été remaniés pour la cartographie utilisée dans le SIG pour des raisons principalement liées au changement d'échelle), n'est pas parfaite. La composition floristique dans la parcelle pouvant alors s'éloigner quelque peu de ces types, pour des raisons d'échantillonnage ou d'imbrication d'ensembles ; les mosaïques de l'atlas ayant été

fortement réduites dans la couche du SIG, le groupement saxicole à *Tecoma* est celui qui ne correspond pas à la composition floristique des parcelles MOU1 et MOU2, celles-ci se rattachant à la série hygrotropicale à *Neonauclea-Angiopteris* ; OPU4 est versée dans cette même forêt.

Milieu marin :

Plusieurs Aires Marines Protégées ont donc été établies autour de l'île. Le choix de la localisation de ces AMP est le résultat de nombreuses discussions entre riverains et scientifiques, dont la principale recommandation était d'englober dans l'AMP l'ensemble de la zone allant du rivage à la pente externe. Afin de valider l'efficacité des AMP, des aires témoins (AMT) ont également été crées, servant de zone 'contrôle' dans le suivi des AMP.

Les récifs coralliens sont constitués d'éléments qui vont construire et structurer le récif (essentiellement coraux et algues calcaires) et d'éléments associés (la faune et la flore qui vont venir coloniser ces récifs). Ces deux éléments (structurants et associés) vont être variables dans le temps et soumis à des variations abiotiques souvent incontrôlables (variations climatiques, blanchissement des coraux, cyclones, crises dystrophiques, etc.) et à des variations d'origines anthropiques plus ou moins contrôlables (pêche, remblais, pollutions, etc....). La mise sous protection d'une zone est une manière de la mettre à l'abri des variations d'origines anthropiques qu'elle subissait par le passé. Afin de prouver qu'une mise sous protection d'une zone est une méthode efficace de protection, il est indiqué d'appliquer une procédure BACIPS (Before After Control Impact Series) (Osenberg *et al.*, 1992) de manière à contrôler l'impact de mise en réserve. Le principe de la méthode de suivi BACIPS repose sur la surveillance en parallèle de deux zones, avant et après la mise en réserve de l'une des deux et l'observation de l'évolution temporelle des descripteurs retenus pour caractériser les zones. Les Aires Marines Témoins (AMT) ont donc été définies par les chercheurs chargés de travailler sur l'efficacité de l'effet réserve, et permettent de suivre l'évolution "naturelle"' de l'écosystème récifal hors des zones protégées, servant ainsi de "référence" pour tester l'effet réserve. La méthode BACIPS nécessite de définir les zones témoins aux AMP et des descripteurs de suivi, de les mesurer plusieurs fois avant la mise en place de la mesure de protection en collectant les données dans les deux zones en même temps, puis de les mesurer plusieurs fois dans le temps après la mise en place de la mesure de protection. Huit AMP ont été choisies autour de Moorea (Figure 1) : 3 au Nord, 3 à l'est et 2 à l'ouest. En parallèle, 5 aires ont été définies : la surveillance porte donc sur 13 aires marines autour de l'île, allant du rivage jusqu'à 70 mètres de profondeur sur la pente externe. Chaque aire marine est divisée en trois zones : une zone sur le récif frangeant, une zone sur le récif barrière et une zone sur la pente externe à –10 mètres. Pour des raisons de traitement des données et de statistiques, trois réplicats sont déterminés dans chaque habitat, dans chaque zone. Chaque réplicat est représenté matériellement par un transect (ligne de 25 m tendue) installé de manière aléatoire. Le suivi porte donc sur 117 unités d'échantillonnage : les transects.

A chacune des stations, les descripteurs mesurés le long du transect serviront à décrire et à surveiller les stations dans le temps. Cinq peuplements 'descripteurs' ont été retenus : Coraux, Algues ; Poissons ; Mollusques ; Echinodermes. On ne s'intéresse ici qu'au peuplement des poissons. La méthode d'échantillonnage utilisée pour cette étude est la technique du transect d'une longueur de 25 m, et une largeur de 2 m, avec des points de comptage espacés de 50 cm le long du transect. les comptages s'effectuent sur trois réplicats espacés de 25 m chacun à l'intérieur de chaque biotope (pente externe, récif barrière, récif frangeant): la pente externe à -10 m de profondeur, le récif barrière à 200 m en retrait des brisants de crête récifale et la bordure du récif frangeant la plus proche du chenal, ou, lorsque le chenal n'existe pas, à la frontière du récif barrière et du récif frangeant. Les comptages se font toujours après 8h et avant 16h30. Une identification de l'espèce ainsi qu'une estimation de la taille sont effectuées pour chaque poisson rencontré. Les comptages permettent ainsi d'avoir un nombre moyen d'individu par 50 m^2 pour chaque espèce dans chaque zone. De manière à respecter la procédure BACIPS et afin d'étudier l'évolution temporelle des différents descripteurs des peuplements à l'intérieur et en dehors des zones protégées, il a été décidé d'organiser des comptages sur les mêmes stations deux fois par an pendant deux ans. Les comptages sont réalisés à six mois d'intervalle pour cibler les mois de Janvier-Février (appelés saison chaude) et Juillet-Août (appelés saison froide), et toujours au moment de la pleine lune. Le calendrier des comptages est donc organisé comme suit :

1er comptage	27.07 au 6.08. 2004 (période froide)
2e comptage	15.02 au 26.02. 2005 (période chaude)
3e comptage	12.08 au 26.08. 2005 (période froide)
4e comptage	7.01 au 21.01. 2006 (période chaude)

Le protocole d'observation des communautés de poissons en milieu corallien est donc basé sur des observations visuelles en plongée, des comptages le long d'un transect permettant d'estimer une densité pour une surface échantillonnée (ici 50 m2), d'identifier individuellement les espèces rencontrées (fonction de l'expertise du compteur) et d'estimer les tailles des individus observés. La localisation des stations tient compte de la variabilité spatiale inhérente au système observé : variabilité d'habitats entre la côte et l'océan qui a justifié la stratification du plan d'échantillonnage, trois réplicats pour tenir compte de la variabilité aléatoire lié à l'observation et à la mobilité des poissons, couverture saisonnière pour tenir compte de la variabilité au cours du temps due au phénomène de recrutement. On retrouve donc un parallèle entre l'échantillonnage faunistique et l'inventaire floristique pour caractériser la diversité écologique de l'île de Moorea. Les caractéristiques propres à chacun des protocoles sont résumées dans le tableau des échelles d'observation pour le marin et le terrestre ci-dessous (Tableau 1) :

Tableau 1: Echelles d'observation pour le marin et le terrestre :

	Marin	**Remarque**	**Superficie**	**objectif**
Population statistique	Zone : 8 AMP + 5 AMT (largeur radiale)	Choix non aléatoire des zones. AMT supposée être couplée à une AMP : au point zéro on suppose que AMT=AMP	Variable suivant la zone	Comparaison AMP/AMT pour efficacité de la protection
Unités statistiques de 1er ordre	Radiale	Représentative de la zone	Gradient côte-large	Mise en évidence de l'effet biotope : variabilité inter-biotope
Unités statistiques de deuxième ordre	station	1 station par habitat/biotope (3 habitats = 3 strates)	3 réplicats séparés de 25 m = 5*25=125*2 =rectangle de 250m^2	Caractéristique du peuplement de la station : variabilité intra-biotope
Unité d'observation	Transect	3 réplicats par station	2*25 m= 50 m^2	Variabilité intra-station
Caractéristique du plan d'échantillonnage	Plan stratifié emboîté	transects dans station dans zone		Etude de la variabilité temporelle

	Terrestre	**Remarque**	**Superficie**	**objectif**
Population statistique	Zone : 4 types de végétation décrits dans l'Atlas	Echantillonnage stratifié en fonction du type de végétation, de l'envahissement et de l'altitude	6600m^2	Comparaison des zones envahies pour préserver la biodiversité.
Unités statistiques de 1er ordre	Transect	Représentative de la zone	Gradient altitudinal	Etude des formations végétales en

				fonction de l'altitude. Influence des activités anthropiques
Unités statistiques de deuxième ordre	station	1 station par habitat ou biotope (3 ou 4 stations = 1 transect). Il n'y a pas de réplicats de chaque station.	10*20 = 200 m^2 ou 20*20 m = 400 m^2 Quadrat de 1*1 m = 1m^2	Etude des formations végétales : diversité et abondance
Caractéristique du plan d'échantillonnage	Plan stratifié emboîté	Station dans transect dans zone		Composition structure et abondance des communautés. Dynamique de l'invasion. Régénération.

La carte de la figure 1 illustre la position des stations d'échantillonnage de la biodiversité terrestre et marine de Moorea. Chacune de ces stations doit maintenant être caractérisée par des indices mesurant la biodiversité.

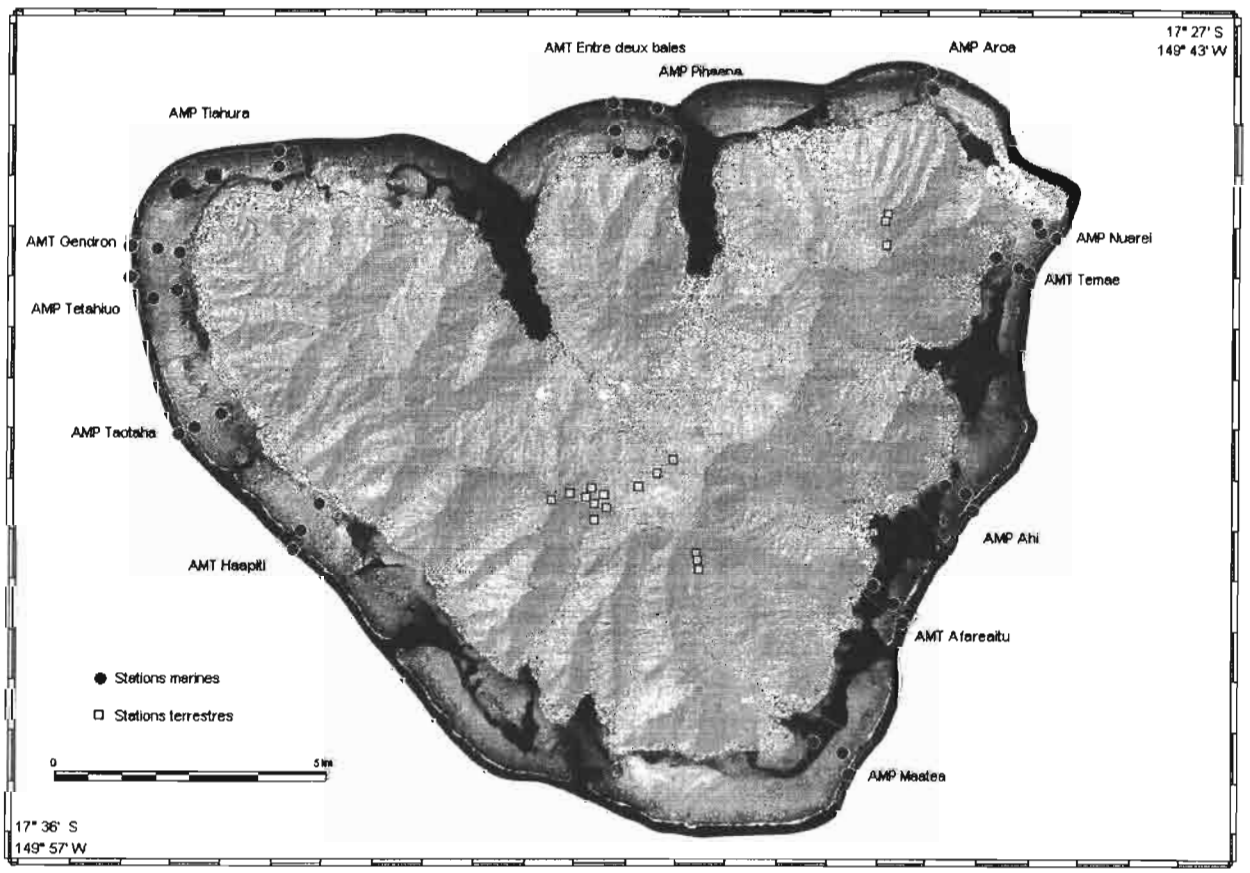


Figure 1 : position des stations d'échantillonnage de la biodiversité marine et terrestre de l'île de Moorea

Calcul de la diversité : quels indices ?

L'exploitation des données des milieux marin et terrestre repose sur le choix de quelques indices pour caractériser leur biodiversité à différentes échelles (spatiales et biologiques) et évaluer le degré de

perturbation des milieux par l'étude de la structure des communautés biologiques et leur adaptation aux perturbations, telles que les espèces envahissantes pour le milieu terrestre ou l'impact de la pêche pour le milieu marin. On pose ici le problème du choix de l'indice compte tenu de son fondement théorique et de sa pertinence à répondre aux questions posées.

La diversité biologique traduit la variabilité entre les organismes vivants ; cette diversité peut être mesurée à différentes échelles : au niveau des individus afin de calculer une diversité intraspécifique, entre les espèces (diversité interspécifique) ou entre les écosystèmes. On s'intéresse ici à la diversité spécifique (et non génétique ou écosystémique) en évaluant la variété et l'abondance des espèces dans une unité d'étude définie. Cette unité est fonction de l'échelle d'observation à laquelle est associée une échelle du système biologique étudié : communauté à l'échelle de l'île, de la zone marine ou du transect altitudinal terrestre, du biotope ou habitat, de la station.

Mesurer la biodiversite impliquent généralement plusieurs hypothèses (Magurran, 2005)

- Toutes les espèces sont égales – on ne fait pas de distinction entre les espèces, qu'elles soient emblématiques ou en danger, et traite les espèces très abondantes de la même manière que les espèces peu abondantes. L'abondance relative d'une espèce dans un assemblage donné est le seul facteur qui détermine son importance dans la mesure de la diversité. Il est possible de faire des exceptions, et de donner par exemple plus de poids aux espèces les plus rares, ou aux espèces endémiques et de comparer la diversité de ces espèces 'choisies' dans différents sites.
- On considère également que tous les individus sont égaux, qu'ils soient petits ou gros. Cependant les techniques de comptage peuvent parfois entraîner des biais : les transects marins ne favorisent ainsi pas le comptage des individus cryptiques.
- On assume que les abondances d'espèces ont été calculées avec des unités comparables.

On peut distinguer ainsi trois types de diversité (Whittaker, 1972):

- la diversité α calculée au niveau des unités d'observation, et donc au travers d'une fenêtre d'observation du système biologique étudié, à l'échelle de l'habitat ;
- la diversité β qui traduit le degré de similitude/différence entre des observations de plusieurs communautés, sur la base de leur composition spécifique.
- la diversité γ calculée à l'échelle du paysage : on s'intéresse ici à la diversité à l'échelle insulaire : celle-ci est calculée, par exemple, à partir de la liste des espèces recensées sur l'ensemble de la population statistique échantillonnée à l'échelle insulaire;

On distingue aussi différentes notions de diversité suivant les critères pris en compte pour mesurer cette variabilité: la présence-absence des espèces, leur abondance, leur appartenance à des groupes d'espèces, telles que les familles, ou leurs caractéristiques de taille. Les indices utilisés vont varier suivant les variables prises en compte pour leur calcul, par exemple :

- Richesse spécifique ou le <u>nombre d'espèces</u>, établie à partir de la présence-absence des espèces et donc de leur capacité à coloniser le milieu inventorié (compte tenu de leur probabilité d'être observée) sans pour autant décrire la nature de ces espèces. La diversité γ reflètera en général l'intensité de l'échantillonnage : plus le nombre d'observations sera élevé et plus la liste d'espèces recensées sera importante.
- Diversité spécifique et équitabilité basées sur la caractérisation des <u>distributions d'abondance</u> au sein des espèces : on essaye de décrire la régularité de ces distributions, c'est-à-dire de caractériser comment les individus se répartissent au sein du cortège spécifique. Plus la régularité est prononcée, plus le système est considéré à l'équilibre.
- <u>Diversité fonctionnelle</u> : on s'intéresse ici à certaines caractéristiques fonctionnelles des espèces ; ces dernières sont alors regroupées au sein de catégories permettant de souligner des fonctions. On distingue ainsi des indices de diversité tenant compte du degré de rareté des espèces, en opposition aux espèces dominantes et occurrentes ou aux espèces envahissantes en opposition aux espèces indigènes. Les espèces peuvent également être classées dans des catégories fonctionnelles définies en fonction des traits d'histoire de vie, telles que les catégories trophiques

démographiques ou les classes de tailles à l'âge adulte afin de tenir compte de leur fonction au sein du système.

- Diversité basée sur la composition spécifique des assemblages. On s'intéresse ici à la nature même des espèces, et donc à leur identification afin de caractériser les assemblages par leurs espèces caractéristiques. Ces dernières seront recherchées en fonction de critères permettant de les distinguer tels que leur capacité à discriminer les milieux inventoriées car abondante, dominante dans certains et non représentative d'autres, sur la base de différents critères tels que leur occurrence (distribution géographique), leur abondance numérique ou pondérale.

On distingue ainsi des indices quantitatifs, simples ou multiples, possédant différentes caractéristiques graphiques à des fins de communication et d'illustration (Tableau 2). Ces aspects étant important pour la communication des indicateurs.

Tableau 2: liste des indices utilisés et de leurs caractéristiques

	Utilisation	**Catégorie d'indice**	**Ce dont on a besoin**	**Support graphique**	**Caractéristiques numériques**
Richesse spécifique	Marin + Terrestre	Nombre d'espèces	Compter le nombre d'espèces différentes	histogramme	Simple
Diversité spécifique	Marin + Terrestre	Distribution d'abondance	Compter les individus au sein des espèces	Profil / Diagrammes rang-fréquence	Complexe
Equitabilité	Marin	Distribution d'abondance	Compter les individus au sein des espèces	Profil / Diagrammes rang-fréquence	Composite
Indice d'envahissement (IE)	Terrestre	Diversité fonctionnelle	Nombre d'espèces envahissantes + Nombre d'espèces non envahissantes	Histogramme	Simple
RS en fonction des espèces rares	Marin	Diversité fonctionnelle	Nombre d'espèces + Nombre d'espèces ayant un individu + Nombre d'espèces ayant 2 individus	Histogramme	Simple
Spectre de taille ou trophique	Marin + Terrestre	Diversité fonctionnelle	Appartenance des espèces à des groupes fonctionnels	Spectre	Composite
Indice de valeur d'importance des espèces (IVI)	Terrestre	Composition spécifique / espèces caractéristiques	La fréquence spécifique + la densité absolue + l'aire basale d'une espèce	Histogramme	Composite
Arbre de régression (MRT)	Marin	Composition spécifique/ espèces caractéristiques	Matrice des abondances d'espèces et facteurs discriminants	Arbre de décision	Complexe
Indice de similarité	Marin + Terrestre	Composition spécifique	Matrices des abondances d'espèces et facteurs discriminants	Arbre de classification + plan factoriel	Complexe

Résultats obtenus

Les résultats présentés pour la biodiversité marine ou la biodiversité terrestre visent à illustrer différentes approches pour évaluer la biodiversité afin d'appuyer la discussion sur l'intérêt des indices en tant qu'indicateur pour l'aide à la gestion.

Richesse spécifique / diversité γ

La richesse spécifique (S) exprimée à l'échelle insulaire par les données issues des prospections botaniques et la bibliographie (base de données « Nadeaud ») est égale à 467 espèces végétales dont 57%

représente la flore indigène et 43% la flore naturalisée et envahissante. L'échantillonnage réalisé sur trois types forestiers de l'île de Moorea a dégagé une richesse spécifique totale de 142 espèces dont 112 qui représentent 42% du total de la flore indigène de l'île. Le tableau 3 résume les rapports entre les différentes catégories de flore du plan d'échantillonnage terrestre avec celles de l'échelle insulaire.

Tableau 3 : Richesse spécifique de Moorea et du plan d'échantillonnage terrestre

	Moorea	Plan d'échantillonnage
Flore indigène	265	112 (42%)
Flore introduite	202	30 (15%)
Total	467	142 (30%)

La dernière liste faunistique des poissons établie en 2006 recense 1024 poissons en Polynésie dont 718 pour l'île de Moorea. L'échantillonnage des AMP et AMT sur 4 campagnes, donne 221 espèces recensées sur 117 transects.

On note un écart important entre la diversité insulaire recensée dans la littérature ou les base de données et les résultats des campagnes d'échantillonnages terrestres et marines considérées dans cette étude : l'évaluation de la diversité spécifique à l'échelle d'une communauté et d'un paysage à une échelle spatiale donnée (ici la communauté de poissons récifaux et la communauté des types forestiers de l'île de Moorea) dépend en effet

- de l'échelle d'observation : la diversité globale connue sur l'île de Moorea regroupe par exemple différents moyens d'observation pour le marin : comptages, pêches expérimentales, débarquements, etc.

de l'intensité d'échantillonnage : chaque nouvelle campagne d'échantillonnage apporte son nouveau lot d'espèces observées, surtout compte tenu du fait que de nombreuses espèces présentent une occurrence très faible avec une faible abondance. Quant au plan d'échantillonnage terrestre, celui-ci a permis de rajouter trois espèces endémiques non citées jusqu'alors, de Moorea.

Richesse spécifique / diversité α

La richesse spécifique est calculée par unité d'observation : c'est le nombres d'espèce recensées sur une surface donnée. Pour le milieu marin, elle est calculée par transect de $50m^2$, les trois réplicats permettant de mesurer une variabilité inter-transect pour une même station. On obtient les statistiques suivantes (Tableau 4) :

Tableau 4 : Statistiques descriptives de la richesse spécifique des poissons récifaux de Moorea

Statistique	Echantillon total (468 transects)	Récif frangeant	Récif barrière	Pente externe
moyenne	16,7	10,1	9,7	30,1
minimum	0	0	2	13
maximum	48	24	22	48
Ecart-type	11	5,5	4	6,6
Coefficient de variation	0,66	0,54	0,41	0,22

On représente à la figure 2 les histogrammes (distribution des transects sur une échelle de richesse) pour chacun des biotopes qui illustre les différences entre la dispersion des histogrammes, montrant une plus grande variabilité pour le biotope pente externe et un décalage du centre de gravité de la distribution : ces deux aspects sont quantifiés par le coefficient de variation et la richesse moyenne. Le récif frangeant montre la plus grande variabilité reflétant la variabilité des conditions les plus côtières et le récif barrière une plus faible richesse spécifique due à une plus grande homogénéité de l'habitat corallien. Ces différences entre les biotopes correspondent en fait à des peuplements composés d'espèces différentes : le cortège spécifique de la pente externe étant le plus éloigné des peuplements du lagon ; ces

différences s'expliquant par le processus de colonisation larvaires et les migrations observées chez les juvéniles et populations d'adultes lors de la croissance et de la reproduction

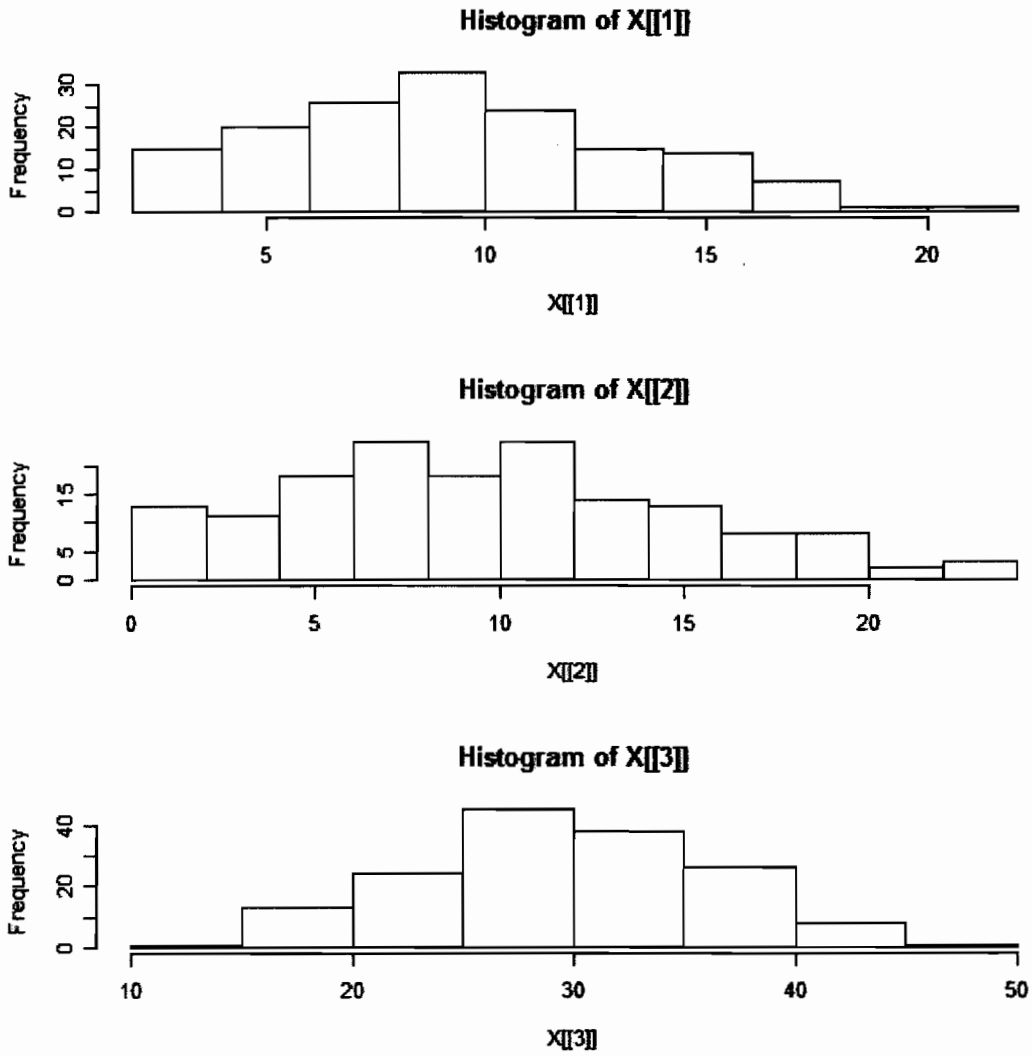


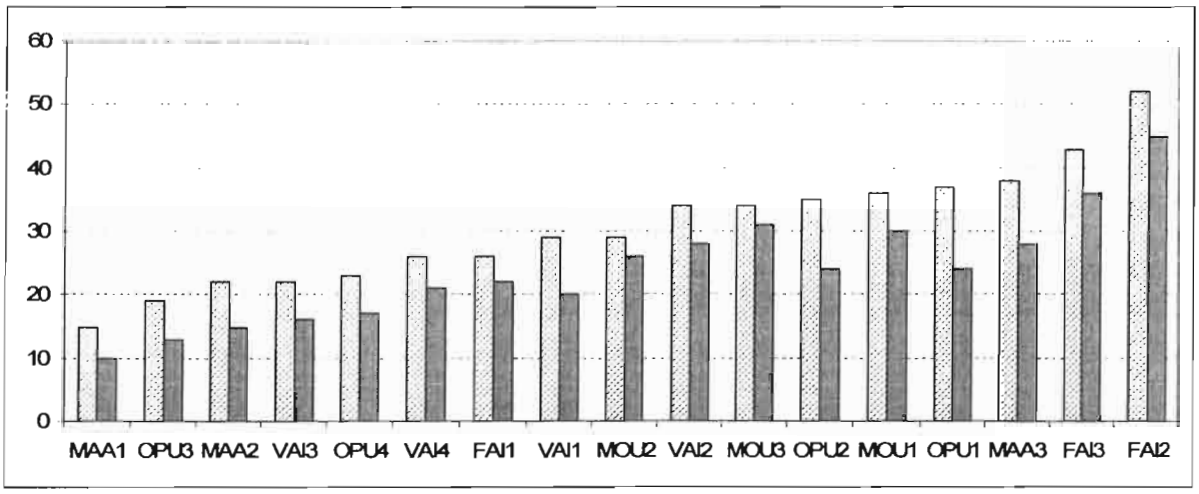
Figure 2 : Histogrammes du nombre d'espèces par biotope.(X1= barrière, X2=frangeant, X3=Pente externe)

La variabilité de la richesse se décompose en fait en plusieurs sources :

- réplicats (variabilité intra-station)
- temps : saison et année.
- biotopes (variabilité inter-habitats)
- zone AMP et AMT (variabilité spatiale autour de l'île)

Chacune de ces sources de variabilité peut être testée à l'aide d'un modèle statistique (type analyse de variance) permettant de mesurer leur ampleur et tester et identifier les différences entre les groupes d'observations. On s'intéresse ici aux deux dernières sources de variabilité permettant de mettre en évidence un effet de perturbation liées aux activités anthropiques et à la mesure de gestion ; la variabilité entre les réplicats et l'évolution naturelle des communautés au cours des 4 campagnes d'échantillonnage représente la variabilité naturelle intrinsèque aux communautés due à l'hétérogénéité de l'habitat corallien, des déplacements des poissons, des phénomènes de recrutement etc.

Pour le milieu terrestre, la richesse spécifique à l'échelle de l'habitat est exprimée par station au nombre de 17 réparties sur 3 types forestiers (voir annexe 1). La figure 3 montre pour chaque station, la richesse spécifique de la flore indigène et de la flore totale.



Figue 3 : Diagramme en bâtons de la richesse spécifique en flore terrestre : en gris pour la flore indigène et en hachurée pour la flore totale.

Les forêts à *Inocarpus* comme MAA1 ou OPU3 sont parmi les plus pauvres, en ne tenant pas compte des phénomènes de plantes envahissantes, on note que cette pauvreté passe par des conditions édaphiques particulières qui limitent l'installation d'espèce appartenant à la forêt à *Neonauclea-Angiopteris*. On peut également considérer l'*Inocarpus*, espèce introduite et cultivée par les Polynésiens, comme une plante naturalisée ayant colonisé les ripisylves –forêts de bords de rivière- en empêchant la régénération des espèces indigènes. A l'autre extrémité, des parcelles comme FAI2 ou FAI3 qui appartiennent à la forêt mésotropicale à hygrotropicale d'altitude avec *Weinmannia, Myrsine* ou *Cyathea* dominants, représentent les milieux les plus riches.

Richesse spécifique / diversité fonctionnelle

Le nombre d'espèces peut également se décliner sous une autre forme en tant qu'indices de diversité fonctionnelle. Ceux-ci sont par exemple calculés en tenant compte des espèces envahissantes (milieu terrestre) ou des espèces rares (milieu marin).

Le degré de perturbation des milieux liés aux espèces envahissantes est exprimé à travers l'indice d'envahissement (IE) calculé à partir de la formule de Hawthorne (1995).

$$IE = [(2IE + nIE)/(IE + nIE)]*100$$

IE est le nombre d'espèces envahissantes et *nIE* le nombre d'espèces non envahissantes.

Cet indice repose uniquement sur le nombre d'espèces et ne permet pas de mesurer leur prépondérance, il fournit néanmoins un état des lieux sachant que *Miconia* est présent sur la quasi-totalité des stations au moins au stade de plantule. La figure 4 montre la distribution de l'indice d'envahissement calculé à partir du nombre total d'espèces de chaque station.

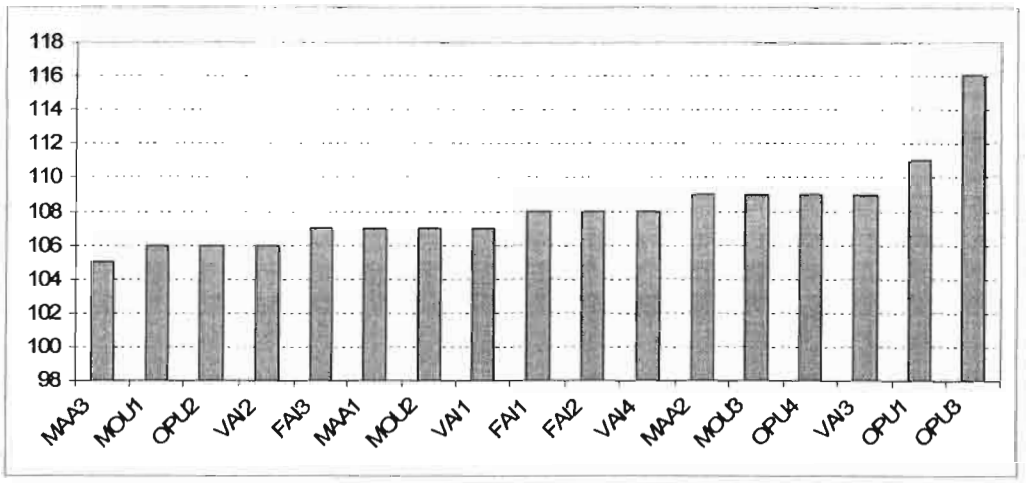


Figure 4 : Indice d'envahissement IE par station terrestre

Le nombre d'espèces à statut envahissant est égal à 5 sur l'ensemble des stations. Les valeurs les plus fortes sont caractéristiques de milieux fortement secondarisés, alors que les valeurs les plus faibles traduisent des stations avec une richesse spécifique élevée et un faible envahissement en nombre d'espèces. Afin de caractériser plus particulièrement l'envahissement de *Miconia* nous avons appliqué un coefficient à l'indice IE tel que : IE=IE*(1+Ni/N) où Ni/N représente la part relative du nombre d'individus de l'espèce (fig. 5). La figure 5 indique ainsi clairement l'importance relative de *Miconia* en modifiant l'ordre de la figure 4. Si la station MAA3 reste à une extrémité avec les autres parcelles du même transect, les stations les plus envahies par *Miconia* débutent à partir de VAI2 avec un indice supérieur à 150 pour atteindre les valeurs les plus fortes pour VAI1 et MOU3, principalement en raison des effectifs élevés de *Miconia* par rapport aux autres espèces du sous-bois.

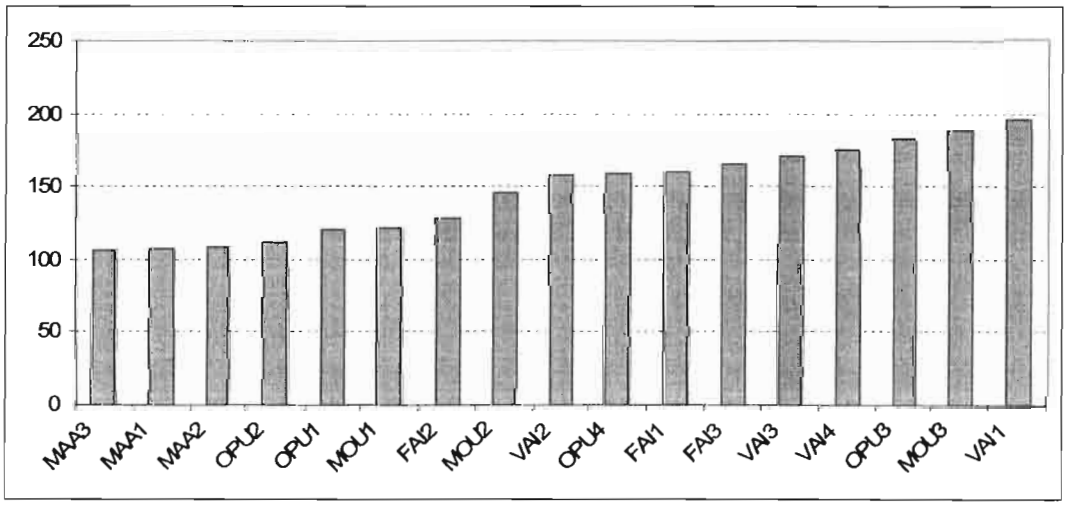


Figure 5 : Indice d'envahissement de *Miconia calvescens* par station terrestre

Pour le milieu marin, le calcul d'indice de richesse est réalisé en tenant compte du nombre d'espèces rares dans l'échantillon en faisant l'hypothèse que les espèces rares sont indicatrices d'un degré de non-perturbation de l'écosystème. Ce calcul est par exemple basé sur le nombre d'espèces rares dans l'échantillon, celles-ci étant représentées par un ou deux individus (Chazdon *et al.*, 1998 *in* Magurran, 2005))

Srare = *Nombre d'espèces dans l'échantillon * {(nombre d'espèces représentées par un seul individu)* ^{2}*/ 2(nombre d'espèces représentées par deux individus)}*

On accorde donc un poids plus important aux espèces rares. Plus le nombre d'espèces rares (avec seulement un individu) augmente, plus la richesse Sr globale va augmenter. Cet indice prend donc en compte trois classes d'abondance et non seulement les présence/absence.

On trouve ainsi au cours des 4 campagnes d'échantillonnage de poissons, sur un total de 221 espèces, 73 % qui sont classées en tant qu'espèce rares c'est-à-dire jamais observées avec plus d'un individu sur un transect (50 espèces) ou plus de deux individus (43 espèces). La probabilité d'observer des espèces rares au niveau d'un transect étant faible, cette richesse est calculée par zone.

La richesse spécifique peut également être ventilée en fonction de caractéristiques des espèces, telles que les traits d'histoire de vie : taille à l'âge adulte, groupe trophique, groupe démographique, mobilité, etc. On obtient un spectre de taille, trophique, etc. qui constitue un indicateur qualitatif (forme du spectre) et quantitative (le niveau de richesse) permettant d'étudier des changement dans la structure de la biodiversité en fonction des perturbations. Cette approche a été utilisée pour caractériser les poissons observés en comptage en plongée sur les atoll des Tuamotu en Polynésie française (Mellin *et al.*, 2006) afin de montrer une différence avec l'atoll de Tikehau qui fait l'objet d'une pêcherie commerciale avec parcs à poissons. On constate une différence quantitative et qualitative entre le modèle théorique élaboré à partir des atolls non anthropisés et le spectre obtenu pour Tikehau (figure 6) soulignant une richesse moins élevé et un nombre moins important d'espèce des dernières classes démographiques (espèces sédentaires à croissance lentes) par rapport aux valeurs prédites (figure 6). Ces spectres sont en construction pour l'île de Moorea afin de mettre en évidence des différences dans la structure des peuplements entre les biotopes et les zones : le suivi du spectre au cours du temps devrait permettre de mettre en évidence un changement dû aux mesures de gestion.

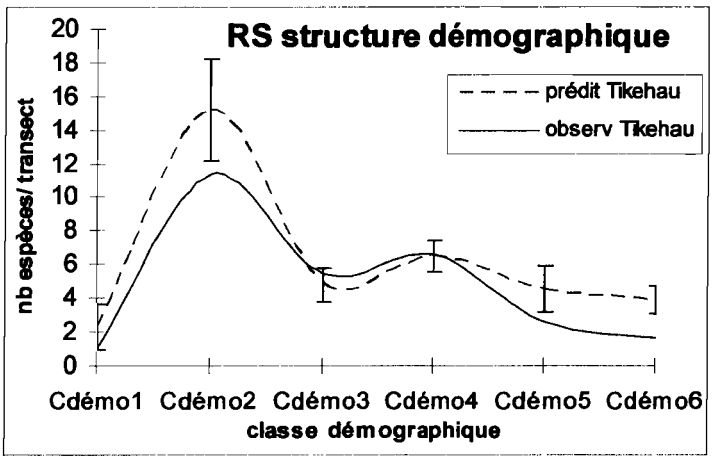


Figure 6 : exemple de spectre de richesse établi sur les classes démographiques des poissons récifaux de l'atoll de Tikehau au Tuamotu.

Diversité / distribution d'abondance

A l'échelle d'un habitat/biotope, la diversité spécifique (diversité α) peut s'exprimer à l'aide de l'indice de diversité (H) de Shannon et Weaver (1949) qui se calcule de la façon suivante :

$$H = -\sum p_i \times \log_2 p_i$$

$p_i = N_i/N$; N_i = effectif des individus de l'espèce i ; N = effectif total des espèces

Pour le milieu terrestre, nous avons procédé à une double évaluation de cet indice calculé à partir de la flore ligneuse indigène et non indigène d'une part et de la seule flore ligneuse indigène d'autre part. La figure 7 indique le classement des stations terrestres suivant les valeurs croissantes de l'indice H calculé avec la flore ligneuse indigène et les variations de cet indice lorsqu'il est calculé avec la flore ligneuse totale (indigène et introduite). Avec la flore ligneuse indigène, l'indice H s'échelonne entre les

valeurs 0,72 et 3,32 exprimant ainsi de fortes variations d'abondance d'espèces suivant les stations. Un indice H proche de zéro traduit un milieu fortement marqué par une espèce abondante et d'autres espèces faiblement représentées.
L'analyse des différentes valeurs de l'indice H d'après les deux courbes de la figure 7 apporte plusieurs informations sur la régularité de l'abondance des espèces au sein de chacune des stations :

- le retrait d'une espèce envahissante très abondante (*Miconia calvescens*) se traduit par une forte augmentation de la diversité spécifique (stations VAI1 et MOU3), mais qui peut être tempéré par une forte diminution du nombre d'espèces (station VAI3) ;
- les stations dont la richesse spécifique est essentiellement composée d'espèces introduites subissent une baisse de l'indice H (stations MAA1, MAA2, OPU4 et *Opu1*) ;
- l'émergence d'une ou plusieurs espèces indigènes abondantes (*Cyathea affinis* et *Crossostylis biflora*) suite à la disparition d'espèces introduites plus ou moins abondantes s'exprime par une diminution de l'indice de diversité H (stations FAI1, FAI3 et MAA3).

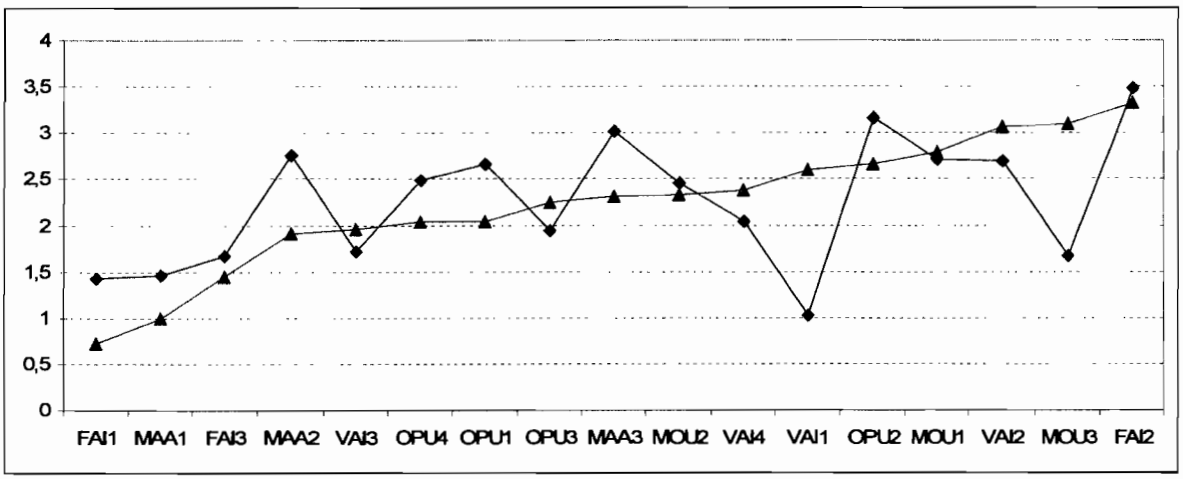


Figure 7 : Graphique de l'indice de diversité H de Shannon par station terrestre. Ligne croissante : flore ligneuse indigène. Ligne brisée : flore ligneuse indigène et introduite.

Afin d'améliorer la lisibilité de la régularité de l'abondance des espèces ligneuses, nous avons appliqué une pondération aux valeurs de l'indice H représentées dans la figure 4, comme suit :

$He = H/ \log_2 (S)$ où S = richesse ligneuse observée par station.

Cet indice d'équitabilité permet de comparer les stations en retirant les différences de richesse spécifique et de tenir compte uniquement de la régularité des abondances. La figure 8 montre des différences plus marquées entre les deux courbes, avec des valeurs systématiquement inférieures pour les indices calculés avec la flore « ligneuse indigène et introduite » à partir de la station MOU3. Cette différence soutenue est due à la surabondance des espèces introduites avec en particulier *Miconia calvescens* présent dans la quasi-totalité des stations sauf dans MAA2 et MAA1 où il s'agit de *Syzygium malaccense* et de *Coffea arabica*. Le cas de la station FAI3 reste intéressant car l'égalité des indices traduit l'abondance de deux espèces dont l'une est envahissante (*Miconia calvescens*) et l'autre indigène (*Cyathea affinis*).

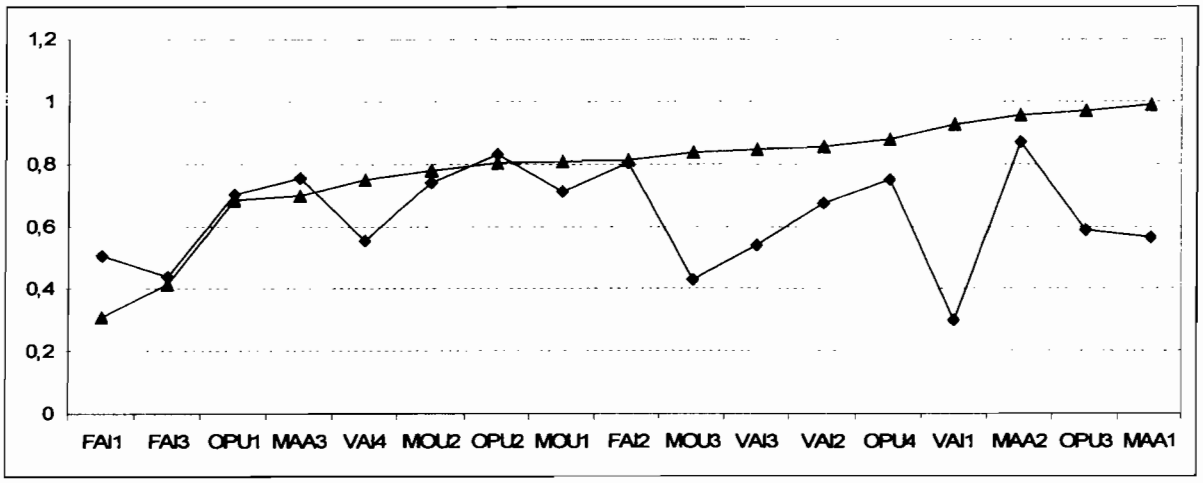


Figure 8 : Graphique de l'indice d'équitabilité He par station terrestre. Ligne croissante : flore ligneuse indigène. Ligne brisée : flore ligneuse indigène et introduite.

L'indice de Shannon est également calculé par transect pour la communauté de poissons récifaux : on obtient une moyenne de 2,56 avec une valeur maximale de 4,57. Cet indice tient compte de la distribution des abondances des espèces mais également du nombre d'espèces et donc de la richesse. L'interprétation des fluctuations devient plus aisée on dissociant ces deux aspects de la diversité. Ceci est possible en calculant l'indice d'équitabilité qui divise la diversité de Shannon par la valeur obtenue si toutes les espèces de l'assemblage étaient représentée par le même nombre d'individus ($\log_2 S$). Ceci est illustré pour la diversité marine à la figure 9 où on montre la relation d'une part entre la diversité spécifique et la richesse et d'autre part entre l'équitabilité et la richesse.

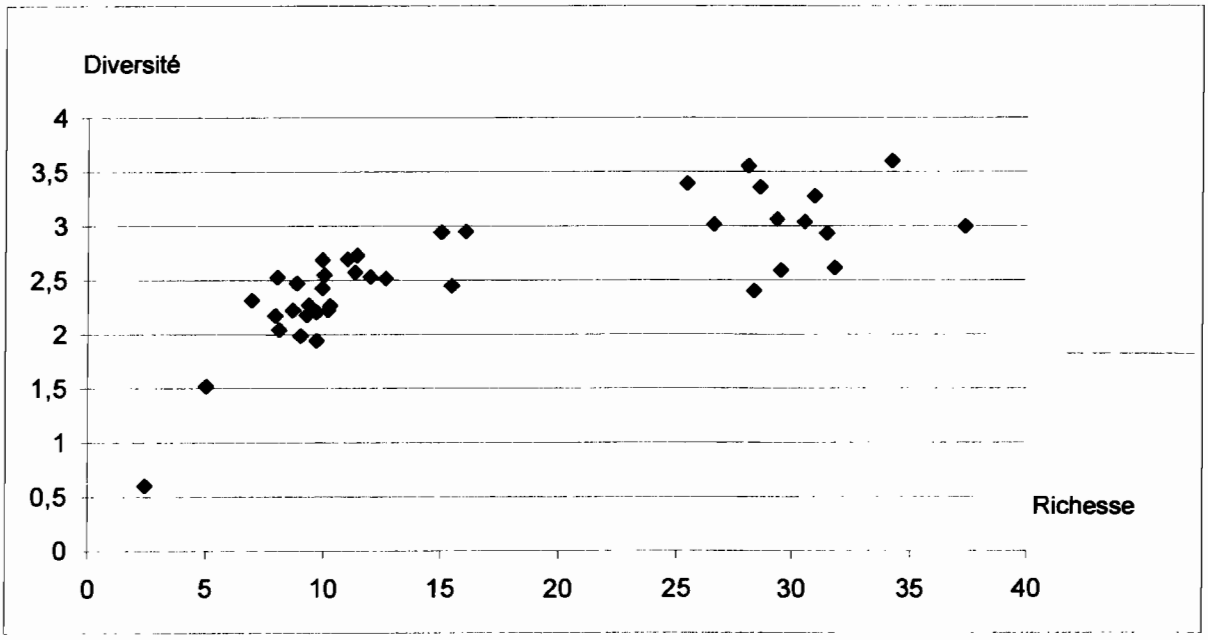


Figure 9 : relation entre diversité de Shannon, équitabilité et richesse spécifique sur les poissons récifaux

L'indice de Shannon varie de 0 (pas d'espèce sur un transect) à 4,57 (moyenne de 2,56) , alors que l'équitabilité est bornée de 0 à 1 (moyenne de 0,71). On préfère donc représenter l'équitabilité afin d'obtenir une information de nature différente, traduisant la régularité de la distribution indépendamment du nombre d'espèces présentes.

La distribution des abondances entre les espèces peut se visualiser au travers de diagrammes rangs-fréquences dont la forme traduit le degré de régularité de la distribution. On peut ainsi représenter le profil type des trois biotopes obtenus à partir des communautés de poissons (figure 10)

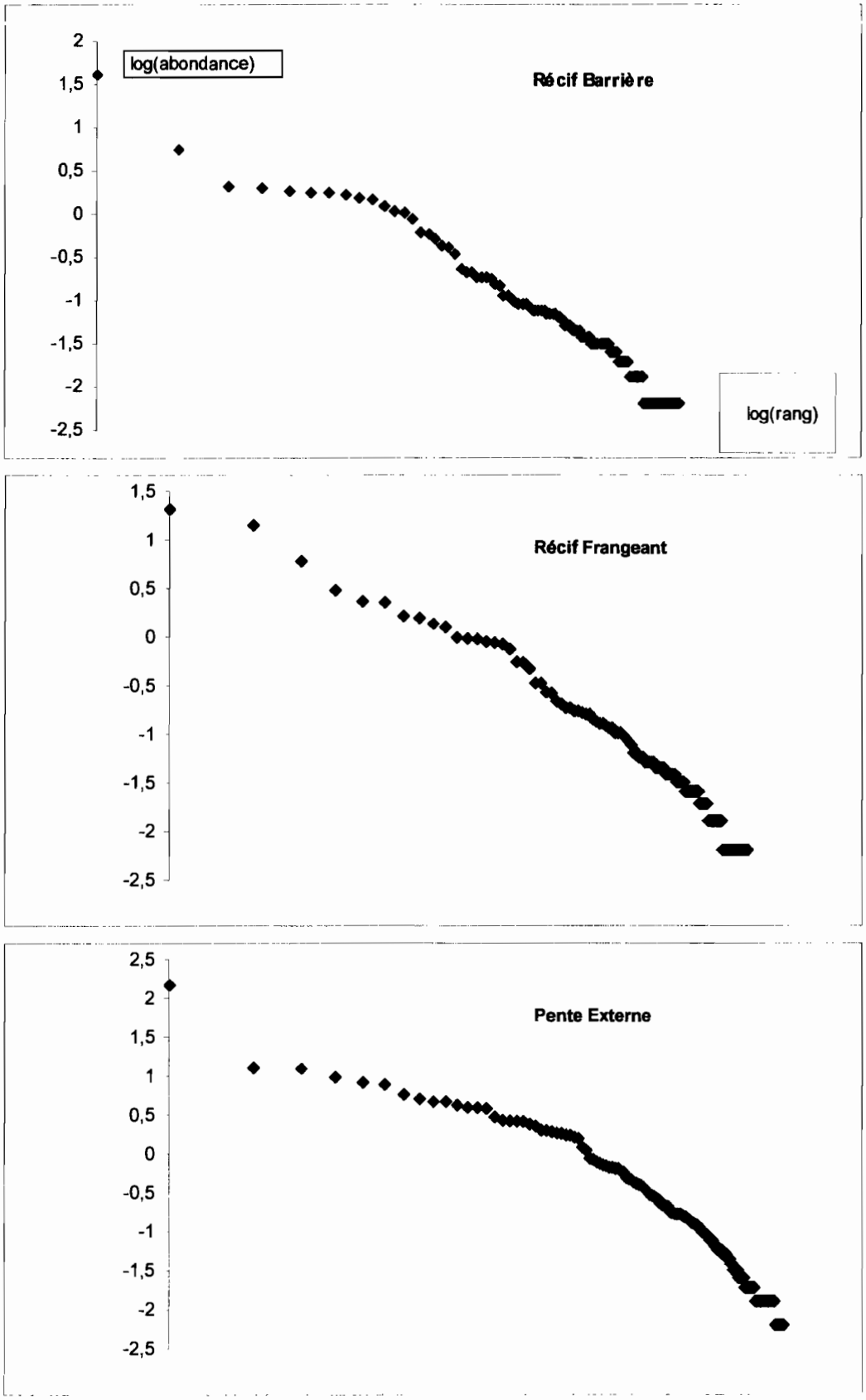


Figure 10 : Diagrammes rang-fréquences des communautés de poissons récifaux a : barrière (130 espèces), b : frangeant (124 espèces), c :pente externe (231 espèces)

Diversité / Prépondérance spécifique et espèces caractéristiques

L'analyse de la composition en espèces du cortège spécifique, tout en tenant compte des autres variables mesurées sur les espèces (abondance, poids, taille, etc) permet de dégager des espèces caractéristiques, que l'on souhaite indicatrices des degrés de perturbations étudiés.

Dans le but de caractériser la place occupée par chaque espèce au sein d'un habitat ou d'une végétation, nous avons adopté pour le milieu terrestre l'indice de valeur d'importance des espèces (Curtis et Mac Intosh, 1950). En d'autres termes, il s'agit d'évaluer la prépondérance spécifique pour la zone échantillonnée ou pour des regroupements de stations correspondants à des types forestiers.

IVI = FREQesp + DENSesp + DOMesp

FREQesp = rapport de la fréquence spécifique (nombre de stations/placettes où l'espèce est présente) au total des fréquences spécifiques de toutes les espèces.
DENSesp = rapport de la densité absolue d'une espèce (nombre d'individus par unité de surface) au total des densités absolues de toutes les espèces.
DOMesp = rapport de l'aire basale d'une espèce (surface de la section du tronc correspondant au DBH) au total des aires basales de toutes les espèces.
Cet indice, par son mode de calcul, rejoint la notion de diversité fonctionnelle où l'on tient compte de la distribution géographique des espèces, de leur dominance numérique et pondérale (fonctions de reproduction, d'alimentation, d'habitat).

Au niveau terrestre, l'étude de la prépondérance spécifique repose sur le regroupement des stations suivant trois entités floristiques : la forêt à *Metrosideros-Commersonia*, la forêt à *Neonauclea-Angiopteris* (inclus le faciès à *Aleurites*) et la forêt à *Inocarpus*. L'examen du tableau 3 montre que les espèces envahissantes telles que *Miconia calvescens* et *Spathodea campanulata* possédent les indices parmi les plus forts et tout particulièrement pour *Miconia* qui est classé en premier dans les forêts de moyenne altitude du fait d'une densité relative très élevée (52 et 42%).

Tableau 5 : Indice de valeur d'importance des espèces (IVI) pour le milieu terrestre

Forêt à *Metrosideros-Commersonia*

Espèces	Dominance relative	Fréquence relative	Densité relative	IVI
Miconia calvescens	12,01	7,14	52,2	**71,35**
Cyathea affinis	18,95	7,14	22,87	48,96
Weinmannia parviflora	33,44	7,14	4,92	45,5
Astronidium sp.	8,44	5,36	1,84	15,64
Crossostylis biflora	4,29	7,14	2,15	13,58
Alstonia costata	1,28	7,14	3,69	12,11
Myrsine fusca	4,26	3,57	3,59	11,42
Autres espèces	17,33	55,37	8,74	81,44

Forêt à *Neonauclea-Angiopteris*

Espèces	Dominance relative	Fréquence relative	Densité relative	IVI
Miconia calvescens	3,99	7,87	42,68	**54,54**
Spathodea campanulata	26,64	7,08	10,93	**44,65**
Neonauclea forsteri	27,87	7,87	4,62	40,36
Hibiscus tiliaceus	18,6	7,87	5,47	31,94
Ixora mooreensis	1,52	7,08	9,3	17,9
Syzygium malaccense	1,01	6,3	8,85	16,16
Crossostylis biflora	4,01	5,51	5,99	15,51
Cyclophyllum barbatum	0,78	5,51	3,71	10

Autres espèces	15,58	44,91	8,45	68,94

Forêt à *Inocarpus*

Espèces	Dominance relative	Fréquence relative	Densité relative	IVI
Inocarpus fagifer	69,01	12	16,28	**97,29**
Neonauclea forsteri	24,39	12	5,43	41,82
Coffea arabica	0,19	8	33,48	41,67
Miconia calvescens	0,09	4	17,65	**21,74**
Syzygium malaccense	0,15	8	10,4	18,55
Pisonia tahitensis	0,51	12	4,52	17,03
Autres espèces	5,66	44	12,24	61,9

L'analyse des valeurs de l'indice IVI démontre que les types forestiers retenus par l'Atlas (1993) sont obsolètes : les espèces émergentes comme *Neonauclea forsteri* régressent au bénéfice de *Spathodea campanulata* et le sous-bois à celui de *Miconia calvescens*, toutes deux considérées comme envahissantes en Polynésie française. De même la série à *Weinmannia-Cyathea* est elle aussi progressivement envahie par ces deux espèces. Seule la forêt à *Inocarpus* résiste mieux, il conviendrait par exemple de mener des études d'autoécologie et d'écophysiologie plus fines pour approcher ce phénomène.

Parmi les indices utilisés pour évaluer ou mesurer la biodiversité végétale et l'envahissement de quelques espèces sur l'île de Moorea, l'indice de Shannon constitue une première source d'information sur la diversité et la régularité de l'abondance lors de l'examen de deux séries de flore (totale et indigène) ; l'indice d'envahissement reste assez incomplet et ne permet pas de mesurer efficacement la prépondérance d'une espèce envahissante ; l'indice de valeur d'importance des espèces apparaît le plus complet car il associe la dominance relative, la fréquence relative et la densité relative de chaque espèce d'un milieu donné. Cet indice est d'autant plus intéressant qu'il pourrait être enrichi avec d'autres variables telles que la taille des espèces et leur recouvrement pour évoluer vers un indice de diversité fonctionnelle.

Afin du dégager les espèces caractéristiques en relation avec des conditions environnementales données, on peut utiliser un arbre de régression multipe (MRT Multiple Regression Tree) suivi du calcul de l'indice IndVal (indicator value index) (Claudet et al., 2006) sur une matrice décrivant une variable d'abondance (dominance, densité, taille, etc..) par station d'échantillonnage. Cette approche permet de discriminer les observations en différents groupes de stations et d'associer à chaque branche de l'arbre de régréssion un ou plusieurs facteurs significatifs expliquant le regroupement des stations, ainsi qu'une ou plusieurs espèces indicatrices. Une bonne espèce indicatrice devrait être trouvée principalement dans un seul groupe et être présente dans tous les sites de ce groupe. On peut ainsi tester l'effet de facteurs discriminants, tels que le biotope, le statut (AMP ou AMT), la zone, le temps années avant et après la mise en protection), etc. Les espèces indicatrices caractérisent un groupe d'observations correspondant à une feuille de l'arbre de régression si elle est simultanément abondante et fréquente dans le groupe comparée à l'ensemble de l'échantillon. L'indice IndVal correspond au produit de l'abondance relative et de la fréquence d'occurrence relative. Il a une valeur maximale quand une espèce est trouvée dans toutes les observations du groupe et dans aucun autre groupe. La signification statistique de l'espèce en tant qu'indicateur est évaluée par une procédure de randomisation.
Cette approche est illustrée à partir du milieu marin (Figure 11). Le résultat se représente sous la forme d'un arbre de régression, dégageant les facteurs expliquant la discrimination des stations décrites par l'abondance des espèces observées à chaque transect et dégageant les espèces caractéristiques des différentes branches de l'arbre.

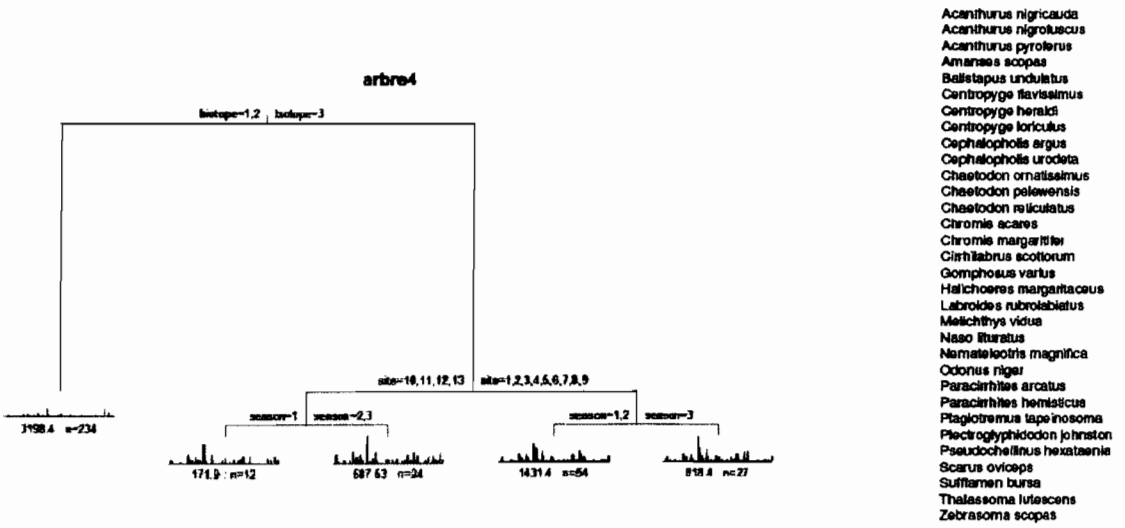


Figure 11 : Arbre de régression obtenu sur les trois premières campagnes d'échantillonnage des poissons récifaux avec recherche des espèces indicatrices du biotope 3 « pente externe » avec l'indice IndVal.

L'analyse MRT effectué sur les trois premières campagnes et l'ensemble des espèces observées, montre que le biotope constitue le premier facteur explicatif de la composition en espèces décrites par leur abondance : le biotope représente 36% de la variance expliquée par le modèle statistique, la pente externe étant significativement différente des biotopes du lagon. A l'intérieur de ce biotope, le facteur zone qui explique 13% de la variance, distingue les sites de la côte ouest des autres sites. Les espèces indicatrices de chaque chemin de l'arbre sont ensuite recherchée, avec pour espèces caractéristiques de la pente externe 32 espèces indicatrices qui représentent une densité moyenne de 193,6 individus / transect sur une moyenne par transect de 268,9 individus. On peut donc estimer 70% du nombres moyen d'individus en comptant ces 32 espèces indicatrices.

Enfin la dernière approche utilisée consiste à mesurer la <u>diversité inter-habitat</u> (diversité β) en prenant en compte la composition spécifique pour comparer des stations. Parmi la panoplie des nombreux indices proposés (cf. Legendre & Legendre, 1998), l'indice de Kröber (S_k) qui diminue les effets liés à la disparité des effectifs est par exemple retenu pour les données terrestres : la similarité entre les observations est basée sur l'analyse de la présence-absence des espèces et donc uniquement du cortège spécifique.

$S_k = [(A+B)*C/2A*B]*100$

A = nombre d'espèces de la première station ; B = nombre d'espèces de la seconde station ;
C = nombre d'espèces communes aux deux stations.
Cet indice non utilisé ici, permettrait de caractériser les similitudes floristiques des diverses stations et de préciser leurs regroupements au sein des types forestiers définis pour le calcul de l'indice de valeur d'importance des espèces.

Une approche similaire est adoptée pour les communautés de poissons afin de déterminer le degré de ressemblance entre les zones tout autour du littoral de l'île de Moorea à partir de l'information multivariée, soit l'abondance des espèces pour chaque aire marine. La similarité entre les compositions spécifique de deux observations est basée par exemple sur la similarité de Steinhaus, prenant en compte les abondances des espèces (Legendre et Legendre, 1998).

Coefficient de Steinhaus S_{St} entre deux observations i et j :

$$S_{St} = 2\,W / (A + B)$$

Avec W = somme du minimum de toutes les espèces, ce minimum étant défini comme l'abondance de chaque espèce pour celui des deux observations i et j où elle est plus rare.
A et B = somme des abondances de toutes les espèces dans chacun des deux observations
L'analyse de la matrice symétrique mesurant la similarité entre toutes les observations (exemples les 13 aires marines de Moorea) passe par une classification automatique permettant de visualiser les groupes de stations obtenus (figure 12).

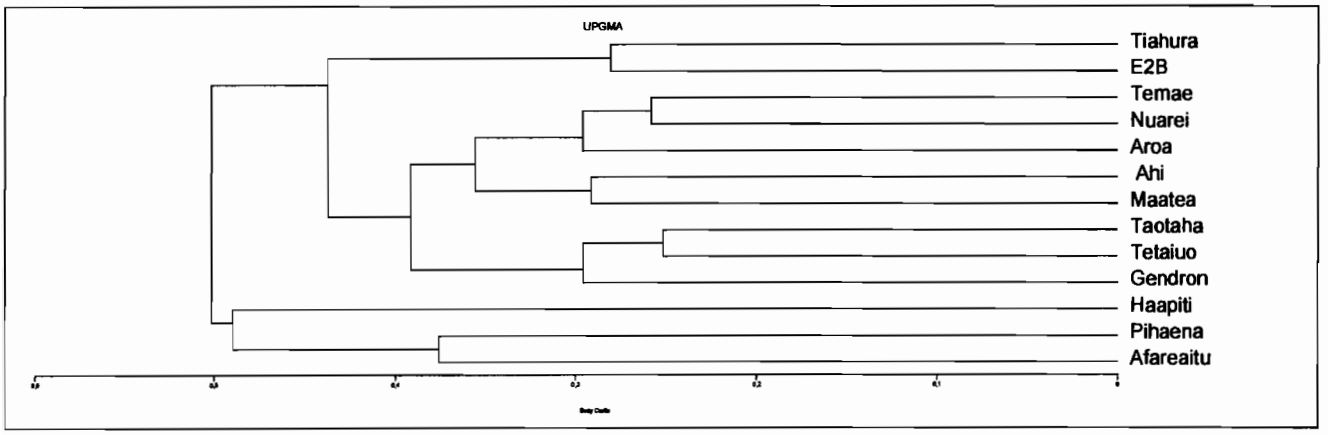


Figure 12 : arbre de classification des zones AMP et AMT dont la similarité est mesurée par l'indice de Steinhaus (Poujade, 2005)

L'association entre l'AMP Pihaena et l'AMT Afareaitu est très certainement due à leur proximité avec les abords des passes océaniques avoisinantes. Ces deux aires marines sont les seules sur l'île à être situées aussi proches des passes, ce qui peut provoquer un apport d'espèces océaniques parmi les espèces lagonaires, et ainsi créer un peuplement mixte composés d'espèces particulières. Il est ainsi possible de constater à Pihaena et à Afareaitu la présence de familles particulières telles que les Siganidae, les Apogonidae, les Lethrinidae et les Synodontidae. Le regroupement des aires marines Taotaha, Tetaiuo, et Gendron pourrait être dû à l'activité du nourrissage de requins réalisé dans les environs. En effet, les familles majoritairement présentes dans ces aires marines sont principalement carnivores. C'est le cas des familles Carcharinidae et Fistularidae par exemple.

4- De la connaissance à la gestion : indicateurs et outil pour l'aide à la décision

Différentes approches ont été utilisées pour caractériser la biodiversité des observations réalisées sur la flore terrestre et l'ichyofaune de l'île de Moorea. Des indices ont été calculés dont il est possible de justifier le fondement théorique. Ces indices permettent de faire des constats de différences entre les observations, mais en quoi sont-ils des indicateurs pertinents pour l'aide à la décision ? Quelle différence entre un indice et un indicateur ? Chaque indice possède une pertinence sur le plan écologique (choix justifié de la part des spécialistes en écologie et de la connaissance de l'évolution de cet indice en fonction des perturbations attendues : ainsi la diversité écologique mesurée par l'indice de Shannon doit augmenter avec la stabilité de la communauté, traduisant une meilleure régularité dans la distribution d'abondance des espèces (maximum obtenu au stade climax). La restauration attendue de la biodiversité avec la mise en place d'une aire protégée avec l'arrêt de l'exploitation des ressources par extraction (exemple la pêche), doit normalement se traduire par une augmentation de la richesse, de la diversité spécifique, de la diversité fonctionnelle avec un meilleur équilibre entre les différentes espèces ayant différentes fonctions au sein du système. Au contraire une perturbation telle que l'invasion biologique ou l'exploitation, se traduira par la dominance d'une ou plusieurs espèces devenant prépondérante au sein de la communauté au détriment des autres fonctions altérées par la perturbation.

Les différents indices proposés ont montré leur capacité à mettre en évidence des différences entre les stations. Ils apportent chacun leur information sur certain aspect de la biodiversité (cortège, distribution d'abondance, diversité fonctionnelle) en fonction des conditions environnementales rencontrées. On suppose qu'ils pourront révéler des différences au cours du temps pour une même station suivie afin de détecter l'impact des perturbations ou de leur arrêt. Se pose alors le problème de la puissance de l'indice en tant qu'indicateur pour détecter les changements. C'est pourquoi il est important de tester par des modèles statistiques les différences mises en évidence, d'aborder l'étude de la variabilité de l'indice, d'identifier les sources de variabilité expliquant la distribution des valeurs afin de minimiser l'étendue de la variance de l'indicateur et le rendre le plus sensible aux changements temporels. Ceci soulève l'importance de préciser le protocole d'observation lié à l'indicateur proposé, avec notamment la stratégie d'échantillonnage : qualification de l'observateur (compétence dans l'identification des espèces), instruments de mesure (comptages en plongée sous-marine), caractéristiques de l'unité d'observation (transect de $50m^2$), nombre et choix des unités d'échantillonnage, etc. Le protocole d'échantillonnage est intrinsèque à la définition de l'indicateur puisqu'il influence l'échelle d'observation du système biologique (échelle spatiale, temporelle, biologique).

Se pose également le problème de l'usage de l'indice : une des propriétés requises pour un indicateur est sa faisabilité et sa facilité de mise en œuvre. Outre les coûts associés avec le calcul de l'indicateur (liés au problème du protocole et de la mesure à réaliser et donc du choix de l'indice), une des propriétés requises réside dans l'interprétation de l'indicateur : quelle représentation ? quelles règles de lecture ? Se pose le problème de la définition d'un référentiel permettant de porter un jugement sur la valeur de l'indice : quelles valeurs admissibles pour l'étendue de variation dans la population étudiée ? comment interpréter la valeur absolue obtenue à une endroit donné ? comment tenir compte de cette variabilité intrinsèque au système étudié ?

Dans l'étude de la biodiversité de Moorea, une réflexion a été menée sur l'intérêt de la restitution des indices sous forme cartographique. La figure X présente par exemple la carte de richesse spécifique obtenue pour les deux milieux inventoriés. L'indice quantitatif est représenté sous forme semi-quantitative afin d'illustrer la variabilité des stations à l'aide d'un code de couleur, permettant une lecture intuitive et rapide de la carte. On propose de baser la représentation des indices sur une règle commune tenant compte de la distribution de variabilité propre à la population inventoriée. Chaque indice est représenté en référence à l'écart entre la valeur obtenue et la moyenne de l'indice sur la population compte tenu de l'écart-type de la population. Plusieurs modes de représentation sont possibles en fonction de ce que l'on cherche à mettre en évidence.

La restitution de la richesse spécifique aux niveaux marin et terrestre au sein d'une même couche d'un système d'information géographique est rendue possible grâce à la standardisation du nombre d'espèces. Le nombre d'espèces est exprimé en valeur centrée-réduite à partir de la distribution de l'ensemble des stations terrestres suivant la formule :

$$Ni' = (Ni - \mu)/\sigma$$

Les valeurs standardisées et les richesses spécifiques correspondantes sont réparties dans cinq classes :

Tableau 6 : Principe d'une échelle standardisée de représentation des résultats

Valeurs standardisées	Ex : Nombre d'espèces ligneuses et herbacées	Probabilité d'observer une unité d'une population statistique normale	Code de couleur
inf à -2 : richesse spécifique très faible	< 15	0,023	Rouge
de -2 à -1: richesse spécifique faible	de 15 à 20	0,136	Orange
de -1 à +1: richesse spécifique moyenne	de 20 à 40	0,68,2	Jaune
de +1 à +2: richesse spécifique forte	de 40 à 50	0,136	Vert pâle
sup à +2: richesse spécifique très forte	> 50	0,023	Vert Foncé

Si la variable considérée montre une distribution normale, chacune de ces classes est associée à une probabilité d'obtenir une unité d'échantillonnage de la population statistique dans l'intervalle correspondant. On a ainsi une probabilité de 95,4 % d'observer une valeur comprise entre plus ou moins 2 écart-types de la moyenne de la distribution. Ceci permet de pointer des valeurs ayant une faible probabilité d'appartenir à la population statistique et donc de révéler des stations présentant un problème par rapport aux valeurs « normales » observées par ailleurs. On opte donc pour un code de couleur permettant de dégager des situations hors norme. Cette approche permet donc de définir d'une part un référentiel permettant de faire des comparaison dans l'espace et dans le temps et donc fournissant un outil d'aide à la décision.

Pour la partie terrestre, les valeurs standardisées de la richesse spécifique s'échelonnent entre -1,66 et 2,28. Pour la partie marine, deux approches sont proposées : une standardisation sur l'ensemble de la population, sans faire de distinction entre les biotopes et une standardisation propre à chaque biotope. En effet, on a vu que la richesse spécifique des trois biotopes était très contrastée (pente externe plus riche que les récifs des lagons) : la représentation d'une carte de richesse par zone*biotope cache visuellement les contrastes par zone, mettant en évidence la richesse de la pente externe par rapport au lagon. Ceci peut être nuancé en représentant une moyenne des trois biotopes par zone mais on perd alors une information pertinente. Une carte de richesse standardisée par zone*biotope permet de mieux appréhender les deux variabilités, le gradent côte-large et le pourtour de l'île, Les intervalles de classes initialement choisis pour dégager les stations présentant des valeurs extrêmes par rapport à la population statistique,

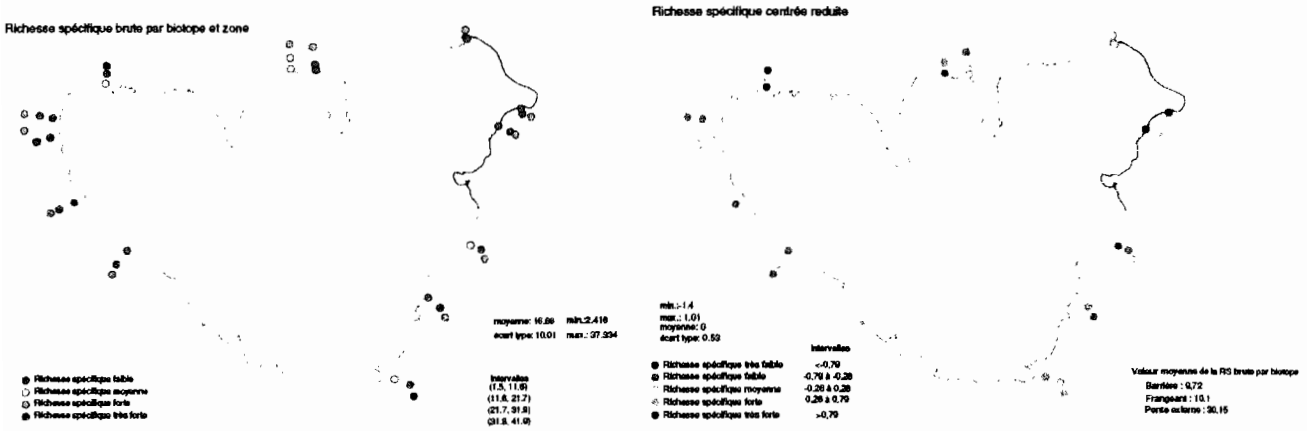


Figure 13 : Comparaison des cartes de richesse spécifique de la faune marine avant et après standardisation sur l'ensemble de la population et par biotope.

L'étude de la variabilité des indices dans l'espace ou dans le temps permet d'établir des hypothèses sur les valeurs des indicateurs dans une gamme d'observations donnée (population statistique) et de prédire <u>leur tendance</u> en fonction d'un gradient de perturbation (comparaison de zones plus ou moins anthropisées) et de définir des <u>valeurs seuils</u> de référence. Ces deux notions, valeur-seuil et tendance sont des notions intrinsèques à la définition d'un indicateur. Outre la pertinence de ce dernier (capacité à mesurer un effet) et son efficacité (capacité à détecter un changement), ces deux notions sont nécessaires pour produire des outils utiles à la gestion.

La carte représente un puissant outil d'interprétation et de communication des résultats. La figure 14 illustre par exemple comment il est possible de représenter le résultat de la classification automatique effectuée sur la composition spécifique des peuplements de poissons (Poujade, 2006). Le regroupement des stations est visualisé, chaque groupement pouvant être associé à des espèces caractéristiques définies selon leur spécificité et fidélité (cf indice IndVal). On peut ainsi comprendre l'association entre deux zones, vérifier la pertinence du choix des zones-témoins par rapport aux AMP. La classification a été effectuée sans contrainte géographique et la projection des indices de classes dans le référentiel qu'est la

carte permet de faire des hypothèses quant aux facteurs expliquant ces ressemblances, de les tester, puis d'affiner le protocole d'observation propre à l'indicateur compte tenu de l'effet confondu de ces facteurs.

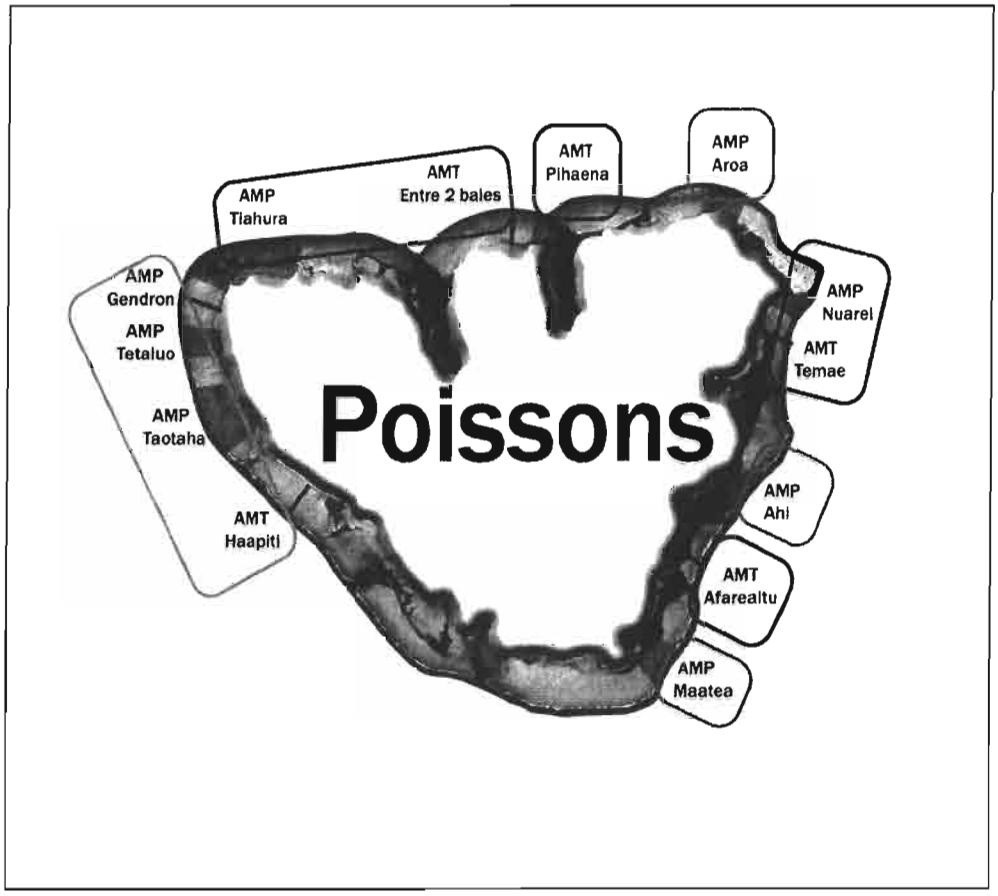


Figure 14 : carte de regroupement des stations établi sur la base de la ressemblance des compositions spécifiques des peuplements.

La comparaison spatiale des différents indices de diversité prenant en compte les types d'espèces intéressantes vis-à-vis de la question de gestion permet de mettre en évidence des caractéristiques propres aux communautés étudiées qui seront importantes à prendre en compte pour définir les indicateurs pertinents pour leur suivi.

Plusieurs indicateurs sont nécessaires pour appréhender un phénomène complexe telle que la réponse d'un système vivant à une perturbation. Celle-ci se décompose souvent sous la forme de plusieurs impacts, à différentes échelles de temps et/ou d'espace, sur le système, que ce soit au niveau de la structure du système ou des processus mis en jeu. En caractérisant la biodiversité par des indices synthétiques tel que le nombre ou le type d'entités (les espèces) impliquées dans la structure et dans ces processus, on essaye de mieux appréhender ces modifications multiples et variées. Une carte composite sera souvent utile et nécessaire pour bien interpréter la co-évolution des indices, chacun apportant son lot de connaissances. Une telle carte permet par exemple d'appréhender la qualité écologique des zones marines en terme de nombre de poissons au m^2, de nombre d'espèce, d'équilibre dans la répartition des poissons au sein de ces espèces, de voir des espèces caractéristiques propres à chaque zone ; chacune des zones pourrait être également décrite par le spectre d'une caractéristique fonctionnelle telle que le groupe trophique ou la structure en tailles ; la mise en place d'aire protégée devant favoriser les espèces soumises à l'exploitation telles que les carnivores ou espèces de grande taille. Certaines de ces espèces peuvent alors faire l'objet d'un suivi spécifique au cours du temps afin de minimiser l'effort d'observation.

Conclusion

La réflexion sur les deux écosystèmes est menée en parallèle afin de proposer des indicateurs de biodiversité nécessaires à la prise de décision, que ces derniers soient dictés par des objectifs de conservation ou de développement durable de la diversité biologique insulaire. Une attention particulière est apportée à la restitution des indicateurs via un Système d'Information Géographique afin d'illustrer les conséquences du moyen de communication sur l'expression même des indicateurs et sur leurs usages.

Parmi les indices utilisés pour évaluer ou mesurer la biodiversité végétale et l'envahissement de quelques espèces sur l'île de Moorea, l'indice de Shannon et l'indice d'équitabilité constituent une première source d'information sur la diversité et la régularité de l'abondance lors de l'examen de deux séries de flore (totale et indigène) ; l'indice d'envahissement reste assez incomplet et ne permet pas de mesurer efficacement la prépondérance d'une espèce envahissante ; l'indice de valeur d'importance des espèces apparaît le plus complet car il associe la dominance relative, la fréquence relative et la densité relative de chaque espèce d'un milieu donné. Cet indice est d'autant plus intéressant qu'il pourrait être enrichi avec d'autres variables telles que la taille des espèces et leur recouvrement pour évoluer vers un indice de diversité fonctionnelle.

En ce qui concerne le milieu marin, la variabilité spatiale due à l'effet biotope et à l'effet exposition révèle des peuplements de caractéristiques spécifiques en terme de richesse, diversité ou composition du peuplement. Le gradient côte-large s'explique par les processus de colonisation des communautés marines (colonisation larvaire et migrations au cours du cycle de vie) et la distribution autour de l'île par des phénomènes hydrodynamiques (fortes houles à l'ouest) jouant sur la structure même de l'habitat corallien. Le fait d'avoir intégré la variabilité temporelle dans l'analyse des comparaisons spatiale de situations contrastées a lissé considérablement la variabilité spatiale, par rapport à une analyse campagne d'échantillonnage par campagne révélant beaucoup plus de contrastes. Par ailleurs seule la composante poissons pourra être retenue en terme de biodiversité. En effet, pour les autres composantes étudiées (algues, coraux, mollusques, crustacés et échinodermes), l'identification n'ira pas jusqu'à l'espèce et la notion de biodiversité alpha ne pourra pas être retenue. Il apparaît nécessaire d'affiner les indices proposés pour les communautés de poissons afin de mieux tenir compte de la diversité fonctionnelle décrite par différents traits d'histoire de vie des espèces.

L'étude du milieu terrestre tranche sur celle du milieu marin par l'absence de véritables aires protégées dans le Plan Général d'Aménagement contrairement à la mise en place d'Aires Marines Protégées (AMP) en 2004, mais représente une étape indispensable dans l'acquisition d'un savoir global en vue d'une politique de conservation. Ainsi, les études menées sur la végétation de basse et moyenne altitude de Moorea le long de transects altitudinaux montrent des structures et des processus d'invasion différents en relation avec les facteurs mésoclimatiques et autoécologiques, mais ne fait pas apparaître de différences entre les modes de gestion des domaines public et privé. Le cadre de l'étude terrestre ne permet pas, à la différence du milieu marin, de rendre compte de la dimension temporelle des mécanismes en jeu. Il faut malgré tout noter que c'est la première fois que ce type d'inventaire forestier et de mesures par des indices est réalisé en Polynésie française. Les analyses fournies par un indice tel que l'IVI mettent en évidence les processus d'envahissement par *Miconia calvescens* et *Spathodea campanulata* et la nécessité de mettre en œuvre des mesures de protection sur les zones d'altitude riches en biodiversité.

L'étude en milieu marin vise à comparer les AMP à des Aires Témoins afin de tester l'efficacité de la mesure de protection et proposer un protocole de suivi allégé. Il ne semble pas y avoir de différences significatives entre les zones-témoins et zone en réserve, soulignant le fait que les observations peuvent servir de référence pour définir un état zéro d'avant la mise en protection. Connaissant la ressemblance entre les observations, et l'ampleur des variations temporelles naturelles observées au cours des saisons et de deux années successives, un suivi allégé pourrait être proposé en diminuant l'effort d'échantillonnage dans le temps, dans l'espace et les variables mesurées sur le terrain.

Dans le cadre de la dynamique des politiques de conservation, le fait de déclarer une zone comme "Aires Protégés" devrait constituer un des éléments préalables à la mise en place de moyens de lutte efficaces contre les espèces envahissantes. Il conviendrait de prendre en compte le statut de conservation des espèces en particulier dans le développement d'indices fonctionnels pour les espèces rares et menacées du milieu terrestre (non abordé dans cette étude). Il faut rappeler que l'on dispose de connaissances parcellaires sur les phénomènes aussi complexes que les invasions biologiques dans les milieux insulaires : chaque cas est souvent espèce-spécifique ou site-spécifique ou les deux, les généralisation sont donc difficiles à faire. A l'issue de cette première étude, il apparaît difficile d'établir aujourd'hui un tableau de bord d'indicateurs, en particulier pour le milieu terrestre, étant donné l'absence de la dimension temporelle et la faiblesse de l'échantillonnage. Le passage d'un indice de biodiversité à un indicateur nécessite d'étudier plus particulièrement les caractéristiques recherchées pour un indicateur, soit :

1. être facile à mesurer ;
2. être anticipatif, c'est-à-dire, précoce des modifications du phénomène qu'il mesure ;
3. traduire les modifications liées aux perturbations : la relation de cause à effet entre le phénomène et l'indicateur qui le traduit doit être connue ;
4. être sensible aux perturbations à étudier pour permettre de détecter les changements au cours du temps.

Les études théoriques semblent montrer une influence positive de la biodiversité sur la productivité, la résilience et la résistance à l'invasion des écosystèmes. Les Aires Protégées en favorisant la restauration de la biodiversité, altérée par les influences anthropiques, devraient donc permettre une meilleure diversité écologique, que ce soit en terme au travers de la protection des habitats essentiels aux espèces ou de l'accomplissement des processus biologiques et écologiques inhérents à une bonne santé des communautés. Il est cependant très délicat de trouver un lien de cause à effet entre la mise en protection du milieu et la biodiversité, notamment en milieu marin. En effet les espèces marines se reproduisant avec des millions et plus de propagules, l'effet réserve n'agit pas en direct sur la biodiversité (plus d'espèces dans l'espace protégé). L'effet réserve est surtout efficace en terme de gestion du milieu, restauration des habitats et de la ressource, effets indirects qui peuvent ensuite avoir des répercussions sur la biodiversité. Les connaissances scientifiques, bien que souvent encore trop limitées pour comprendre tous les phénomènes naturels et les interactions Nature/Société, doivent cependant être davantage mobilisées et capitalisées pour recommander la pertinence des mesures de conservation et le suivi des effets liés à leur mise en place afin d'assurer un développement durable de la biodiversité insulaire, et souligner l'étendue de notre méconnaissance et la nécessité de poursuite l'acquisition de nouvelles connaissances sur le plan empirique et théorique.

Références

BALGOOY, M.M.J., van, 1971. Plant geography of the Pacific. *Blumea*, suppl. 6 : 1–222.

CLAUDET J., PELLETIER D., JOUVENEL J.Y., BACHET F., GALZIN R., 2006. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. Biological conservation, 130: 349-369.

COYNE T., BADCOCK J., TAYLOR R. 1984. The effect of urbanisation and western diet on the health of Pacific island populations. SPC Technical paper N°186, South Pacific Commission, Nouméa: New Caledonia.

DALZELL P., ADAMS T.J.H. & POLUNIN N.V.C. 1996. – Coastal fisheries in the Pacific Islands. *Oceanography and Marine Biology* : an annual review. 34 : 395-531.

FAURE G., 1989. Degradation of coral reefs at Moorea island (French Polynesia) by Achanthaster planci. J. Coast. Res., 5. 295-305

FLORENCE J. 1993. La végétation de quelques îles de Polynésie française, pl. 54-55 *in Atlas de la Polynésie française*. Orstom, Paris.

GALZIN, R., PLANES, S., DUFOUR, V. , SALVAT, B., 1994. Variation in diversity of coral reef fish between French Polynesian atolls. Coral reefs 13, 175-180.

LARRUE S. 2006- Couvert végétal, arbre et représentation en Polynésie française, rémanence paysagère et dynamique actuelle. Assisses de la Recherche en Polynésie française : 56.

LEGENDRE P. & LENGENDRE L., 1998. Numerical Ecology. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 853p..

MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution 17, 373-387.

MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O., 1967 (Eds.), The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.

MAGURRAN A.E., 2005. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Ltd, 256 p.

MELLIN C., FERRARIS J., GALZIN R., KULBICKI M., PONTON D. Diversity of coral reef fish assemblages: Modelling of species richness spectra from multi-scale environmental variables in the Tuamotu Archipelago (French Polynesia). Ecological Modelling 198, 409-425.

MEYER J.-Y., THIBAULT J.-C., BUTAUD J.-F., COOTE T. & FLORENCE J. 2005. Sites de conservation importants et prioritaires en Polynésie française. *Contribution à la Biodiversité de Polynésie française N°13. Sites Naturels d'Intérêt Ecologiques V, Délégation à la Recherche, Papeete.*

MEYER, J.-Y. 1996.Status of *Miconia calvescens* (Melastomataceae), a dominant invasive tree in the Society Islands (French Polynesia). *Pacific Science* 50(1): 66-76.

MEYER, J.-Y. 2007. Conservation des forêts naturelles et gestion des aires protégées en Polynésie française. *Bois et Forêt des Tropique* 291(1) : 25-40.

POUJADE S., 2005. Etude de la variabilité spatiale des peuplements du récif de Moorea. Polynésie française, avant la mise en place de 8 Aires Marines Protégées. Master II, Un. de La Rochelle. 51 p.

RUSS G.R., 1991.– Coral reef fisheries : effects and yields. *In : The ecology of fishes on coral reefs.* (P.F. Sale, ed.), Academic Press Inc : 601-635. San Diego - California

WHITTAKER, R.H. 1972. – Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21 (2/3): 213-251.

YOUNGER, M. (2002) Approche de la pêcherie récifo-lagonaire de Moorea (Polynésie française) : évaluation de la production halieutique et de la population de pêcheurs

Annexe 1

Parcelle	Série	Type forestier	Densité *Miconia* (% des diam. >1 cm)
VAIA1	Hba	Forêt à *Spathodea-Neonauclea* Sous-bois à *Miconia*	52%, en sous-bois, quelques pieds adultes
MOU3	MtH	Forêt à *Weinmannia-Astronidium* Sous-bois à *Miconia*	45%, en sous-bois, pieds adultes dans la canopée
FAI3	Ha	Forêt à *Weinmannia* Sous-bois à *Cyathea-Miconia*	34%, en sous-bois, quelques pieds adultes dans la canopée
FAI1	Ha	Forêt à *Weinmannia-Neonauclea* Sous-bois à *Cyathea-Miconia*	32%, en sous-bois, quelques pieds adultes
VAIA3	Hba	Forêt à *Spathodea-Neonauclea* Sous-bois à *Miconia-Syzygium*	32%, en sous-bois, nombreux pieds adultes dans la canopée
VAIA4	Hba	Forêt à *Spathodea-Neonauclea* Sous-bois à *Hibiscus-Miconia*	23 %, en sous-bois, quelques pieds adultes dans la canopée
VAIA2	Hma	Forêt à *Neonauclea-Hibiscus* Sous-bois à *Miconia-Ixora*	17%, en sous-bois
MOU2	Hma	Forêt à *Spathodea-Neonauclea* Sous-bois à *Miconia-Crossostylis*	17 %, en sous-bois
OPU3	Hba	Forêt à *Inocarpus*	14%, en sous-bois
OPU4	Hba	Forêt à *Spathodea-Aleurites* *Sous-bois à Miconia-Hibiscus*	10%, en sous-bois
FAI2	Mth	Forêt à *Weinmannia-Myrsine* Sous-bois à *Cyathea-Miconia*	8,5%, en sous-bois
MOU1	Hba	Forêt à *Neonauclea-Hibiscus* Sous-bois à *Ixora-Syzygium*	< 5%, en sous-bois
OPU1	Hba	Forêt à *Spathodea-Neonauclea-Hibiscus* Sous-bois à *Ixora-Cyclophyllum*	< 5% en sous-bois
OPU2	Hba	Forêt à *Neonauclea-Barringtonia* Sous-bois à *Ixora-Cyclophyllum*	1%, en sous-bois
MAA3	Hma	Forêt à *Spathodea-Crossostylis* Sous-bois à *Hibiscus-Cyathea*	< 1%, en sous-bois
MAA1	Hba	Forêt à *Inocarpus-Neonauclea* Sous-bois à *Coffea*	
MAA2	Hba	Forêt à *Neonauclea-Inocarpus* *Sous-bois à Syzygium malaccense*	

Types forestiers et envahissement de *Miconia calvescens* :

- Ha : série hygrotropicale d'altitude ;
- Hba : série hygrotropicale de basse altitude ;
- Hma : série hygrotropicale de moyenne altitude ;
- MtH : série mésotropicale transition hygrotropicale.

Les parcelles les plus envahies sont celles de la série hygrotropicale de basse altitude à *Neonauclea* envahie aussi par *Spathodea campanulata* ou des forêts de transition de moyenne altitude. Celles à l'opposée, où *Miconia* est peu présent, relèvent souvent d'un faciès à *Inocarpus* de basse altitude.

Ferraris Jocelyne, Chevillotte Hervé, Meyer J.Y., Mellado T., Florence Jacques, Emmanuelli E., Habert E., Galzin R., Habert Elisabeth, Galzin R. (2006)

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

Paris : IRD, 32 p. multigr.