

UNIVERSITÉ DE PERPIGNAN
ECOLE DOCTORALE
Biologie, Environnement et Sciences pour l'Ingénieur

THÈSE

Pour l'obtention du grade de

Docteur de l'Université de Perpignan
Et de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes

Discipline : Océanologie

Présentée et soutenue publiquement par

Joachim Claudet

Le 24 janvier 2006

AIRES MARINES PROTÉGÉES ET
RÉCIFS ARTIFICIELS :
MÉTHODES D'ÉVALUATION,
PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX
ET INDICATEURS

Jury

François FERAL

Eric FEUNTEN

René GALZIN

Philippe GROS

Enrique MACPHERSON

Nabila MAZOUNI

Dominique PELLETIER

Examineur

Rapporteur

Directeur de thèse

Examineur

Rapporteur

Examinatrice

Co-directrice de thèse

La Terre est bleue comme une orange.

Paul Eluard

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier en premier lieu Dominique Pelletier et René Galzin pour m'avoir soutenu, guidé et accueilli dans leurs laboratoires respectifs au cours de ces trois années de recherche. Merci à vous de m'avoir fait confiance.

Je remercie les membres du jury : François Feral, Président de l'Université de Perpignan, Eric Feunten, Directeur de l'Institut du Littoral et de l'Environnement de La Rochelle, Philippe Gros, Directeur de Recherche Ifremer et Enrique Macpherson, Directeur de Recherche au CSIC de Barcelone, d'avoir accepté de juger mon travail. Merci également à Nabila Mazouni, coordinatrice du programme Syscolag, grâce auquel cette thèse a pu être financée.

Je tiens à exprimer ma gratitude envers Serge Planes, toujours disponible pour répondre à mes questions.

Merci à Philippe Lenfant, avec qui les échanges sur les réserves, la Méditerranée et les poissons ont été si productifs.

Je remercie Marti Jane Anderson qui, même depuis la Nouvelle-Zélande, a toujours su m'accorder du temps pour m'éclairer sur certains points de statistiques.

Je souhaite également remercier José-Antonio García-Charton pour ses précieux conseils tout au long de la thèse et pour m'avoir permis d'accéder à sa bibliographie.

Je remercie très sincèrement tous les auteurs des données sans lesquelles cette thèse n'aurait pas été possible et avec qui j'ai pu avoir des discussions très intéressantes : Frédéric Bachet, Laurent Ballesta, Eric Charbonnel, Didier Collart, Boris Daniel, Pierre Descamp, José-Antonio García-Charton, Jean-Yves Jovenel et Marie-Laure Licari.

Merci à ma famille pour m'avoir soutenu et su se montrer disponible lorsque j'en avais besoin. Et toi, Ariel, c'est pour quand ?

Merci à Rita Sahyoun pour avoir su partager et endurer mon stress des derniers instants et surtout pour la confiance qu'elle me porte. Mich maaoul !

Merci enfin à tous ceux qui m'ont accompagné durant ces trois années : Brice "oh yes" Quenouille, Romain "Calimero" Crec'hriou, Erwan "marmotte" Roussel, Vanessa "Mowgli" Messmer, Géraldine "arc-en-ciel" Criquet, François "baroudeur" Bourrin, Stani "outrageous" Bevilacqua, Giuseppe "do you like my boots" Guarnieri, Francesca "Principesa Siciliana" De Domenico, Luisa "roadrunner" Mangialajo, Nova "wonderwoman" Mieszkowska, Ljiljana "super" Iveša, Stefania "nudibranche" Minuto, Cinzia "stronzeta" Artioli, Olivier "oui patron" Berthélé, Loïc "chess master" Thibaut, Lucie "salut les amis" Penin, Jean-Olivier "encodeur" Irisson, Mehdi "non pas ce soir" Adjeroud, Murielle "tu vas à Nantes" Schrimm, Ambroïse "mention bien" Brenier, Jean-Luc "c'est facile" Maspymbi, François "Funky Gaulois" Michonneau, Rémi "on joue aux boules" Emans, Eric "alors c'est un blonde..." Clua, Yanis "tu veux une bière" Bouchenak-Khelladi, Caroline "non, non y a rien" Hervet, Elisabeth "Betty Boop" Rochel, Mauve "détective" Carbonell, Calin "caballero" Gonzalez, Susana "mission phyto" López-Legentil, Marie "je veux jouer" Capoulade, Aurore "on se déguise" Chassanite, Julie "j'y vais j'y vais pas" Petit, Karine "un bisous" Randriambao, et tous ceux qui étaient là pour moi lors de mes retours à Paris, ils savent qui ils sont.

SOMMAIRE ABRÉGÉ

I. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
II. AIRES MARINES PROTÉGÉES ET RÉCIFS ARTIFICIELS : UNE SYNTHÈSE DES INTERACTIONS ENTRE GESTION ET ÉTUDES SCIENTIFIQUES	16
III. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES RÉCIFS ARTIFICIELS	30
IV. LES INDICATEURS.....	74
IV. A. CONCEVOIR DES INDICATEURS POUR ÉVALUER LES EFFETS DES AIRES MARINES PROTÉGÉES SUR LES ÉCOSYSTEMES CORALLIENS : UNE APPROCHE PLURIDISCIPLINAIRE	76
IV. B. INDICATEURS DES EFFETS ÉCOLOGIQUES ET HALIEUTIQUES DES AIRES MARINES PROTÉGÉES : BILAN ET PERSPECTIVES.....	97
V. ÉVALUATIONS DES AIRES MARINES PROTÉGÉES : ÉTUDE DES EFFETS DE LA PROTECTION SUR LES PEUPELEMENTS DE POISSONS DANS DEUX RÉSERVES MÉDITERRANÉENNES	117
V. A. ÉVALUATION DE LA RÉSERVE NATURELLE MARINE DE CERBÈRE-BANYULS : MÉTA-ANALYSE ET INFLUENCE DE L'HABITAT	119
V. B. ÉVALUATION DE LA RÉSERVE DU CAP COURONNE DU PARC MARIN DE LA CÔTE BLEUE : EFFET SUR LES ASSEMBLAGES ET IDENTIFICATION D'INDICATEURS	149
VI. PUISSANCE STATISTIQUE ET OPTIMISATION DES PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX ..	174
VII. DISCUSSION GÉNÉRALE	194
VIII. RÉFÉRENCES.....	212

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1 LE CONTEXTE DE L'ÉTUDE.....	2
2 LES AIRES MARINES PROTÉGÉES ET LES RÉCIFS ARTIFICIELS COMME OUTILS DE GESTION.....	4
3 L'ÉVALUATION DES MESURES DE GESTION.....	6
4 LE DÉVELOPPEMENT D'INDICATEURS.....	10
5 LA DÉMARCHÉ DE L'ÉTUDE.....	12
II. AIRES MARINES PROTÉGÉES ET RÉCIFS ARTIFICIELS : UNE SYNTHÈSE DES INTERACTIONS ENTRE GESTION ET ÉTUDES SCIENTIFIQUES	16
1 INTRODUCTION.....	17
2 OBJECTIFS ET ATTENTES DES GESTIONNAIRES A ÉVALUER.....	18
2.1 <i>Élaboration des objectifs : un processus participatif</i>	18
2.2 <i>Formaliser les attentes des gestionnaires</i>	19
3 OBJECTIFS ET EFFETS OBSERVÉS.....	19
3.1 <i>Les aires marines protégées</i>	19
3.2 <i>Les récifs artificiels</i>	20
4 PLACE ET RÔLE DES SUIVIS ET DE LA RECHERCHE DANS LE PROCESSUS DE GESTION.....	20
4.1 <i>Suivis scientifiques et gestion</i>	20
4.2 <i>Recherche et gestion</i>	21
5 PERSPECTIVES POUR LA RECHERCHE ET LES SUIVIS.....	22
6 PLACE ET RÔLE DES SUIVIS ET DE LA RECHERCHE DANS LE PROCESSUS DE GESTION.....	22
III. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES RÉCIFS ARTIFICIELS	30
1 CONCEVOIR ET PLANIFIER UNE ÉVALUATION.....	31
1.1 <i>Évaluer la performance des récifs artificiels en tant que mesure de gestion</i>	31
1.2 <i>Des objectifs des récifs artificiels au choix de l'étude à réaliser pour évaluer leur performance</i>	32
1.2.1 Les objectifs de gestion des récifs artificiels et les critères de succès.....	32
1.2.2 Les objectifs de l'évaluation.....	34
1.2.3 Les différents types de suivi de la démarche d'évaluation.....	35
1.2.3.1 Approche descriptive (type I).....	35
1.2.3.2 Approche comparative (type II).....	37
1.2.3.3 Approche intégrative (type III).....	38
1.3 <i>Élaboration du protocole d'évaluation</i>	39
1.3.1 Choix du type d'information à collecter.....	39
1.3.2 Structure temporelle du protocole d'évaluation.....	39
1.3.3 Configuration spatiale du protocole d'évaluation.....	41
1.3.4 Unités d'échantillonnage et tests statistiques.....	42
1.3.5 Gestion et analyse des données.....	44
1.4 <i>Schéma des principes de base d'un protocole d'évaluation</i>	45
2 ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES RÉCIFS ARTIFICIELS.....	47
2.1 <i>Structure physique des récifs artificiels</i>	47
2.2 <i>L'environnement physique des récifs artificiels</i>	47
2.3 <i>L'emplacement et la stabilité des récifs artificiels</i>	48
2.4 <i>Effets des processus physiques sur la performance des récifs artificiels</i>	49
3 ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DES RÉCIFS ARTIFICIELS.....	51
3.1 <i>Les facteurs à évaluer</i>	52
3.1.1 Les facteurs abiotiques.....	52
3.1.2 Les facteurs biotiques.....	54
3.1.3 Attraction et production.....	55
3.2 <i>Les méthodes de collecte de données</i>	56
3.2.1 Les méthodes destructrices de comptage.....	56

3.2.2	Les méthodes non destructrices de comptage.....	57
4	RÉCIFS ARTIFICIELS DE DIFFÉRENTS CAS D'ÉTUDE.....	58
4.1	<i>Récifs artificiels d'Agde et de Marseillan</i>	58
4.1.1	Site d'étude.....	58
4.1.1.1	Caractéristiques du site d'étude.....	58
4.1.1.2	Types de récifs immergés.....	58
4.1.2	Protocole d'échantillonnage et type de données collectées.....	59
4.1.3	Les questions possibles.....	61
4.2	<i>Récifs artificiels du Golfe d'Aigues-Mortes</i>	64
4.2.1	Site d'étude.....	64
4.2.1.1	Caractéristiques du site.....	64
4.2.1.2	Types de récifs immergés.....	64
4.2.2	Protocole d'échantillonnage et type de données collectées.....	65
4.2.3	Les questions possibles.....	65
4.3	<i>Récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue</i>	66
4.3.1	Site d'étude.....	66
4.3.1.1	Caractéristiques du site d'étude.....	66
4.3.1.2	Types de récifs immergés.....	67
4.3.2	Protocole d'échantillonnage et type de données collectées.....	67
4.3.3	Les questions possibles.....	68
4.4	<i>Bilan et perspectives</i>	69

IV. LES INDICATEURS..... 74

IV. A. CONCEVOIR DES INDICATEURS POUR ÉVALUER LES EFFETS DES AIRES MARINES PROTÉGÉES SUR LES ÉCOSYSTEMES CORALLIENS : UNE APPROCHE PLURIDISCIPLINAIRE 76

1	INTRODUCTION.....	78
2	OBJECTIFS DE GESTION.....	78
3	EFFETS DE L'ÉTABLISSEMENT D'AIRES MARINES PROTÉGÉES : ATTENTES ET OBSERVATIONS.....	79
3.1	<i>Effets écologiques</i>	79
3.2	<i>Effets économiques</i>	81
3.3	<i>Effets sociétaux</i>	83
4	INDICATEURS POTENTIELS POUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT DES AIRES MARINES PROTÉGÉES.....	84
4.1	<i>Performance des indicateurs écologiques</i>	84
4.1.1	Pertinence.....	85
4.1.2	Efficacité.....	87
4.2	<i>Quels indicateurs pour les effets économiques des aires marines protégées</i>	89
4.3	<i>Effets sociétaux des aires marines protégées : perceptions, attitudes et conflits</i>	89
5	CONCLUSIONS.....	90

IV. B. INDICATEURS DES EFFETS ÉCOLOGIQUES ET HALIEUTIQUES DES AIRES MARINES PROTÉGÉES : BILAN ET PERSPECTIVES..... 97

1	INTRODUCTION.....	98
2	ÉVALUER LES EFFETS DES AIRES MARINES PROTÉGÉES.....	100
2.1	<i>Évaluer les effets des aires marines protégées à partir de modèles mathématiques</i>	100
2.2	<i>Évaluer les effets des aires marines protégées à partir de données de terrain</i>	103
3	SÉLECTION DES INDICATEURS.....	107
3.1	<i>Les indicateurs candidats</i>	107
3.2	<i>La dépendance spatiale</i>	107
3.3	<i>Les points de référence</i>	108
4	LES AMÉLIORATIONS NÉCESSAIRES.....	109
5	LES PERSPECTIVES.....	112
5.1	<i>Vers une complémentarité entre les indicateurs empiriques et ceux basés sur des modèles</i>	112
5.2	<i>La gestion des aires marines protégées</i>	113

V. ÉVALUATIONS DES AIRES MARINES PROTÉGÉES : ÉTUDE DES EFFETS DE LA PROTECTION SUR LES PEUPELEMENTS DE POISSONS DANS DEUX RÉSERVES MÉDITERRANÉENNES	117
V. A. ÉVALUATION DE LA RÉSERVE NATURELLE MARINE DE CERBÈRE-BANYULS : MÉTA-ANALYSE ET INFLUENCE DE L'HABITAT	119
1 INTRODUCTION.....	120
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	123
2.1 <i>Démarche</i>	123
2.2 <i>Les données</i>	123
2.2.1 Les comptages visuels de poissons en plongée sous-marine.....	123
2.2.2 Le système d'information géographique.....	126
2.3 <i>Les analyses de données</i>	128
2.3.1 Modélisation des variations spatiales et temporelles à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve : une méta-analyse.....	128
2.3.2 Influence de l'habitat et évaluation de la protection	131
3 RÉSULTATS	133
3.1 <i>Méta-analyse : analyse des variations spatio-temporelles et effet de la protection</i>	133
3.2 <i>Habitat et protection : une hiérarchisation</i>	139
4 DISCUSSION.....	143
4.1 <i>De l'évaluation de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls</i>	143
4.2 <i>De la nécessité de protocoles de suivis appropriés</i>	145
4.3 <i>De la nécessité d'adapter les méthodes d'évaluation</i>	146
V. B. ÉVALUATION DE LA RÉSERVE DU CAP COURONNE DU PARC MARIN DE LA CÔTE BLEUE : EFFET SUR LES ASSEMBLAGES ET IDENTIFICATION D'INDICATEURS	149
1 INTRODUCTION.....	150
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	152
2.1 <i>Le système d'étude</i>	152
2.2 <i>Protocole expérimental et collecte de données</i>	153
2.3 <i>Les analyses de données</i>	153
2.3.1 Modélisation spatiale et temporelle entre l'intérieur et l'extérieur de l'aire marine protégée.....	153
2.3.2 Influence de la profondeur et de l'habitat dans l'évaluation des effets de la protection	154
2.3.3 Identification des espèces indicatrices	155
3 RÉSULTATS	156
3.1 <i>Modélisation spatiale et temporelle entre l'intérieur et l'extérieur de l'aire marine protégée</i>	156
3.2 <i>Effets conjoints de la profondeur et de l'habitat sur les assemblages de poissons</i>	159
3.3 <i>Espèces indicatrices</i>	160
4 DISCUSSION.....	162
4.1 <i>Évaluation des impacts des aires marines protégées</i>	162
4.2 <i>Aspects méthodologiques</i>	164
4.3 <i>Aspects conservationnistes et indicateurs de gestion</i>	165
VI. PUISSANCE STATISTIQUE ET OPTIMISATION DES PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX ..	174
1 POURQUOI UNE OPTIMISATION DES PROTOCOLES D'ÉCHANTILLONNAGE ?.....	175
2 LE CONCEPT DE PUISSANCE STATISTIQUE.....	177
2.1 <i>Significativité statistique</i>	177
2.2 <i>Puissance statistique</i>	178
2.3 <i>Les analyses de puissance statistique</i>	180
3 PUISSANCE STATISTIQUE, GESTION ET PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX.....	182
3.1 <i>La nécessité de prendre en compte la puissance statistique</i>	182
3.2 <i>Concevoir des protocoles expérimentaux en relation avec la puissance statistique</i>	183
4 LIMITES ET PERSPECTIVES DE L'OPTIMISATION.....	184
4.1 <i>Le principe</i>	184
4.2 <i>Les limites</i>	184
4.3 <i>Les perspectives</i>	191

VII. DISCUSSION GÉNÉRALE	194
1 SYNTHÈSE DES ÉVALUATIONS DES CAS D'ÉTUDE.....	195
2 LES PROTOCOLES DE SUIVIS	198
3 LES MÉTHODES D'ÉVALUATION.....	202
4 LA GESTION ET LES INDICATEURS	205
5 PERSPECTIVES.....	209
VIII. RÉFÉRENCES.....	212

I. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1 LE CONTEXTE DE L'ÉTUDE

Notre étude fait partie du programme de recherche Systèmes Côtiers et Lagunaires (SYSCOLAG, www.syscolag.org) financé par la région Languedoc-Roussillon et géré par le CEPRALMAR (Centre d'Etude et de Promotion des Activités Lagunaires et Maritimes). Le CEPRALMAR est une association loi 1901 qui pour a objet (i) de favoriser et de promouvoir les actions visant à sauvegarder l'exercice de la pêche et des cultures marines en mer et dans les étangs et à encourager les tentatives menées par les professionnels et destinées à une meilleure exploitation du milieu marin et lagunaire ; (ii) de mettre en œuvre toutes formes d'études techniques pour le compte des maîtres d'ouvrage et d'assurer leur suivi ; et (iii) de contribuer à la définition d'une politique à long terme concernant la mise en valeur du milieu côtier de la région.

Les objectifs principaux du programme SYSCOLAG visent à mobiliser et mutualiser les connaissances disponibles dans la région, favoriser une approche interdisciplinaire et intégrée, proposer des indicateurs pertinents de suivi des milieux et des usages et construire des outils scientifiques d'aide à la décision. La réalisation du programme se traduit par un soutien financier à des projets de recherche répondant à ces objectifs, dont la présente étude fait partie, et au développement d'une base de connaissance commune par l'ensemble des partenaires du programme et sous la responsabilité de l'IFREMER.

La première phase du programme SYSCOLAG a consisté à fédérer les moyens humains avec au total plus d'une cinquantaine de scientifiques collaborant à ce programme, parmi lesquels 11 étudiants en doctorat et une vingtaine de laboratoires de recherches. Cette mise en commun de moyens a été réalisée afin de mettre en œuvre une approche pluridisciplinaire pour constituer une force adaptée d'aide à l'action et à l'élaboration d'indicateurs de suivi. Cette fédération de partenaires vise à optimiser le partage des savoirs par la création d'un réseau entre les connaissances existantes plutôt que par la centralisation des connaissances.

La seconde phase du programme SYSCOLAG a permis d'organiser la concertation de différents types d'acteurs (*e.g.* scientifiques, gestionnaires, professionnels, associations), en ayant pour objectif la définition d'un glossaire commun. Elle a été réalisée sous la forme de forums de discussion et d'ateliers d'échanges d'expériences. Le but recherché est de restituer l'information de façon adaptée et de mettre en adéquation l'acquisition de nouvelles connaissances avec la demande des acteurs locaux.

Enfin, l'objectif final de ce programme consiste à finaliser la construction d'un outil informatique associé à des forums d'experts, qui sera accessible à tous via internet. Il offrira à chacun des acteurs un accès aux connaissances disponibles (*e.g.* bibliographie, cartes, synthèses, indicateurs, simulations, diagnostics). Afin de permettre le partage de ces ressources sans affecter

l'autonomie et l'indépendance des partenaires, cette base de donnée est développée à travers la constitution d'un service de méta-données (Barde *et al.*, 2005). Ce programme doit permettre à moyen terme de constituer un Observatoire Régional du Littoral du Languedoc-Roussillon.

Notre étude est également financée par un projet de recherche sur la gestion durable du littoral (LITTEAU), subventionné par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, impliquant scientifiques et gestionnaires. L'objectif de ce projet est de développer et d'appliquer des outils mathématiques et statistiques d'aide à la décision pour l'évaluation de l'impact des aires marines protégées sur les peuplements halieutiques et sur les usages du milieu littoral. Le présent travail constitue une contribution au volet statistique de ce projet.

2 LES AIRES MARINES PROTÉGÉES ET LES RÉCIFS ARTIFICIELS COMME OUTILS DE GESTION

Les zones côtières marines abritent des habitats clés pour le cycle biologique de nombreuses espèces marines (Man-Wai, 1985 ; García-Rubies & Macpherson, 1995 ; Harmelin-Vivien *et al.*, 1995 ; Macpherson *et al.*, 1997 ; Planes *et al.*, 1999 ; Planes *et al.*, 2000a). Or elles sont soumises à une forte pression anthropique à travers de nombreux usages qui ont profondément évolué ces dernières décennies (Bretagnolle *et al.*, 2000 ; Rogers, 2001) et les écosystèmes côtiers s'en trouvent profondément affectés. La plupart des ressources marines sont maintenant surexploitées ou en passe de l'être (Lauck *et al.*, 1998 ; Castilla, 2000) et la pérennité des pêcheries n'est pas assurée (Murray *et al.*, 1999 ; Pauly *et al.*, 2002). Le nombre de navires et de pêcheurs a diminué de moitié en Languedoc-Roussillon depuis le début des années 1980 (Pary, 2000). De plus, la diminution des captures par pêche va de pair avec la généralisation de l'usage d'engins de pêche peu sélectifs, notamment les chaluts et les dragues, qui ont un impact important sur les habitats des peuplements côtiers. La plupart de ces activités de pêche, qu'elles soient commerciales ou de plaisance, sont pratiquées dans des zones côtières spécifiques et parfois très localisées (Pary, 2000). L'espace côtier est par ailleurs le cadre d'un nombre croissant d'activités liées à l'industrie, l'agriculture ou au tourisme. Outre la dégradation du littoral, cette multiplicité d'usages suscite le développement de conflits pour l'utilisation de l'espace.

Il apparaît donc nécessaire de mettre en œuvre des plans de gestion de la bande littorale qui permettent de préciser les modalités d'usage de cet espace fragile, afin de minimiser les conflits entre activités et d'assurer la pérennité de celles qui s'appuient sur les ressources naturelles. Parce qu'ils visent justement à réglementer, au sens large, l'utilisation de l'espace par les différents acteurs, les Aires Marines Protégées (AMP) et les Récifs Artificiels (RA) ont été envisagés comme des outils de gestion potentiellement pertinents pour gérer la disponibilité et l'accessibilité aux ressources marines (White *et al.*, 1990) tout en protégeant et restaurant les communautés (Agardy, 1998).

Une AMP est définie comme "any area of intertidal or subtidal terrain, together with its overlying water and associated flora, fauna, historical and cultural features, which has been reserved by law or other effective means to protect part or all of the enclosed environment" (IUCN (The World Conservation Union), 1988). Les objectifs possibles des AMP sont divers et peuvent être d'ordre écologique, (Jones *et al.*, 1993 ; Agardy, 1998, 1999 ; Harmelin, 2000) halieutique, (Bohnsack, 1993, 1996 ; Agardy, 2000a ; Botsford *et al.*, 2003) ou socio-économique (Cocklin *et al.*, 1998 ; Badalamenti *et al.*, 2000 ; Carter, 2003b).

Un RA est défini comme “any material or matter deliberately placed in an area of the marine environment where that structure does not exist under natural circumstances for the purpose of protecting, regenerating, concentrating or increasing populations of living marine resources, or for enhanced recreational use of the area” (Anonyme, 2003). De nombreux objectifs peuvent être reliés à l’immersion de RA. Ils peuvent concerner la conservation de la biodiversité ou la connaissance écologique (Bohnsack & Sutherland, 1985 ; Ardizzone *et al.*, 1996b ; Barnabé *et al.*, 2000), la protection des habitats (Polovina, 1991 ; Pickering *et al.*, 1998 ; Ramos-Esplà *et al.*, 2000), le développement des pêcheries (Nakamura, 1985 ; Samples & Sproul, 1985 ; Polovina, 1991 ; Bohnsack *et al.*, 1994) et la profitabilité économique (Whitmarsh & Pickering, 1995, 1997). En Languedoc-Roussillon l’objectif principal des immersions de RA est de soutenir la pêche professionnelle artisanale (Duclerc *et al.*, 1985 ; Charbonnel, 1990 ; Pary, 2000). Ce sont les prud’homies de pêche qui sont à l’initiative des demandes, donc l’implication des professionnels de la pêche est forte au sein de ces projets. Leur objectif premier, bien qu’il ne soit pas toujours clairement affiché, est de fournir une protection contre les chalutages illégaux dans la bande des trois milles marins. Dans la région Provence-Alpes-Côte-d’Azur l’objectif principal concerne la protection et la restauration de zones dégradées (Duclerc *et al.*, 1985 ; Charbonnel, 1990).

D’un point de vue halieutique, les AMP et les RA ne sont pas des mesures monospécifiques de gestion des pêches, comme peuvent l’être des limitations en taille des individus prélevés ou des captures de certaines espèces. Les AMP étant un moyen de soustraire une partie de l’écosystème à l’influence de l’homme et les RA un moyen de créer de la biomasse par l’installation de nouveaux peuplements, ces mesures de gestion concernent l’écosystème, l’ensemble des communautés. Or, les interactions entre les espèces de poissons sont complexes et les caractéristiques biologiques et les dynamiques de chaque espèce font qu’elles sont chacune affectées de manière spécifique. Ainsi, il y a très souvent de fortes disparités entre les attentes, les effets perçus et les impacts observés des AMP et des RA (Christie, 2004 ; Claudet & Pelletier, 2004 ; Christie, 2005) ; il convient donc d’évaluer les effets de ces mesures de gestion de manière adéquate.

3 L'ÉVALUATION DES MESURES DE GESTION

Les mesures de gestion que sont les AMP et les RA nécessitent d'être suivies pour évaluer si elles satisfont les attentes des gestionnaires (Allison *et al.*, 1998 ; Claudet & Pelletier, 2004). Cette évaluation correspond à une interrogation scientifique, mais aussi à une demande sociétale et institutionnelle à laquelle les scientifiques se doivent d'apporter leur expertise. L'Ordre Exécutif 13518 du Congrès des Etats-Unis sur les AMP (26 mai 2000) a sollicité le développement de "practical, science-based criteria and protocols for monitoring and evaluating the effectiveness of MPAs." Le processus d'évaluation est une composante intégrante de la procédure de gestion (Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003) et doit contribuer au processus de décision (Stewart-Oaten & Bence, 2001). Cependant, un grand nombre d'AMP ou de RA n'ont pas été mis en place avec des procédures d'évaluation clairement établies (Taggart *et al.*, 2002) et très peu présentent des suivis réguliers (Castilla, 2000).

En Méditerranée, environ 200 AMP ont été établies (Badalamenti *et al.*, 2000) et plus de 30 000 m³ de RA ont été immergés en Méditerranée française (Barnabé *et al.*, 2000). Dans la plupart des cas, leur évaluation n'est constituée que d'études *ad hoc* ponctuelles et le choix des sites d'implantation n'a présenté que peu de justifications scientifiques (Castilla, 2000 ; Francour *et al.*, 2001 ; Frascetti *et al.*, 2002 ; Pary, comm. personnelle). Pourtant, comme souligné par Roberts et Polunin (1993), "there is now a critical need for designed studies of management rather than the *ad hoc* approaches adopted to date". Le processus d'évaluation doit être en rapport avec les objectifs de la structure. Seuls des objectifs clairement définis permettent d'établir les critères qui permettront l'évaluation. Nous nous concentrerons dans la présente étude sur les objectifs d'ordre écologique et halieutique ; ainsi, les effets sociétaux et économiques et leurs évaluations ne seront pas abordés de manière exhaustive même s'il est démontré que les systèmes économiques ont souvent des liens forts de manière directe ou indirecte sur les systèmes écologiques dans les zones côtières (Brown *et al.*, 2001).

Les effets écologiques observés des AMP sur les communautés benthiques et démersales, communément regroupés sous le terme d' "effet réserve" (Bell, 1983), sont multiples (*e.g.* Bell, 1983 ; Alcalá & Russ, 1990 ; García-Rubies & Zabala, 1990 ; Roberts & Polunin, 1993 ; Francour, 1994 ; Dufour *et al.*, 1995 ; Harmelin *et al.*, 1995 ; Attwood *et al.*, 1997a ; Agardy, 1998 ; Allison *et al.*, 1998 ; Boersma & Parrish, 1999 ; Caddy, 2000 ; Francour *et al.*, 2001 ; Lubchenco *et al.*, 2003). C'est pourquoi nous préférons parler d'effets réserve. D'une manière générale, la vaste majorité des espèces exploitées présente des augmentations d'abondance, de biomasse et/ou de taille moyenne quand la protection est effective. Les effets écologiques des RA sont également bien documentés (Bohnsack & Sutherland, 1985 ; Ambrose & Anderson, 1990 ; White *et al.*, 1990 ;

Bohnsack, 1991 ; Bohnsack *et al.*, 1994 ; Bombace *et al.*, 1994 ; Grossman *et al.*, 1997 ; Charbonnel *et al.*, 2000 ; Zalmon *et al.*, 2002). Dans la plupart des cas, de plus fortes abondances, densités et biomasses sont observées près des AR en comparaison de zones naturelles de contrôle non perturbées. Evaluer la performance écologique des AMP et des RA nécessite donc de suivre la structure des communautés présentes au niveau de ces structures.

Caractériser les effets potentiels d'activités humaines sur les systèmes naturels est un problème central en écologie. Nous considérons en effet l'établissement d'AMP ou l'immersion de RA comme une intervention humaine pouvant avoir un impact sur un système antérieurement vierge de ces aménagements (bien qu'il ne soit pas vierge d'autres impacts d'origine anthropique). Cette approche ne préfigure pas de la valeur, positive ou négative, de ces interventions. La démarche généralement entreprise est de déterminer des critères d'évaluation, reliés à des variables mesurables ; l'estimation de ces paramètres est ensuite comparée entre les AMP ou RA et des points de références, dans le temps ou dans l'espace. La comparaison dans le temps de ces paramètres au niveau d'une AMP ou d'un RA donné, en prenant en compte d'autres facteurs expérimentaux, permet d'étudier l'évolution du système en fonction de l'impact préalablement identifié. L'évaluation et les suivis d'impacts environnementaux peuvent être perçus comme des tests statistiques de l'hypothèse nulle qu'une action humaine n'a pas eu d'impact sur son environnement (Fairweather, 1991a), ou que l'effet produit par cette action n'évolue pas dans le temps (*i.e.* un nouvel équilibre est immédiatement atteint). Les hypothèses alternatives doivent être énoncées de manière réaliste, en fonction de la connaissance du milieu. D'où la nécessité de suivis à long terme renseignant sur l'état du milieu. La procédure d'évaluation à travers des tests d'hypothèses peut fournir un outil puissant mais elle est sensible à la puissance statistique des tests (*i.e.* à la capacité des tests à détecter un effet s'il a réellement lieu) et aux fluctuations naturelles de la structure des communautés (García-Charton *et al.*, 2000 ; Benedetti-Cecchi *et al.*, 2003) ou à d'autres sources de fluctuations que celles étudiées. Cela nécessite donc le développement de procédures analytiques capables de séparer les perturbations humaines des fluctuations spatio-temporelles que présentent la plupart des communautés. La première développée à cet effet fut la procédure BACI (Before After Control Impact) (Green, 1979), qui nécessite un point de référence avant l'impact afin de faire des comparaisons entre la zone impactée (*i.e.* AMP ou RA) et une zone contrôle, avant et après que l'impact ait eu lieu. Cette technique consiste à analyser l'évolution temporelle d'une variation spatiale. De nombreux développements en ont été faits depuis afin de séparer au mieux les impacts dus aux activités humaines des variations naturelles spatiales et temporelles, essentiellement en préconisant non plus un point de référence, mais une période de référence ; et non plus une, mais plusieurs zones

de contrôle (Faith *et al.*, 1991 ; Underwood, 1991, 1992, 1993 ; Osenberg & Schmitt, 1994 ; Underwood, 1994 ; Wiens & Parker, 1995 ; Underwood, 1996 ; Hewitt *et al.*, 2001). Certains ont adapté ces techniques à l'évaluation d'impact une fois que ce dernier a eu lieu (Glasby, 1997), mais cette méthode est tout de même moins puissante que les précédentes pour détecter un effet environnemental. Ces techniques d'analyse requièrent des protocoles d'échantillonnages adaptés et l'absence de tels protocoles est préjudiciable aux évaluations.

Ces techniques ont été développées pour des tests univariés, qui ne nous permettraient que d'évaluer l'effet des AMP ou des RA espèce par espèce, de manière monospécifique, ou par l'intermédiaire de descripteurs synthétiques tels que la richesse spécifique ou des indices de diversité. Mais ces différentes métriques ne permettent pas d'analyser les covariations des différentes espèces. Deux assemblages totalement différents peuvent présenter des richesses et diversités semblables s'ils ont le même nombre d'espèces et les mêmes abondances par espèce. Les assemblages d'espèces sont définis comme des groupes d'espèces qui tendent à co-exister ensemble, en raison de préférences semblables en habitat ou parce qu'elles interagissent (Tyler *et al.*, 1982 ; Murawisky & Finn, 1998 ; Jeanneret *et al.*, 2003). Les AMP et les RA pouvant avoir un effet sur l'ensemble des espèces, il est nécessaire pour procéder à leur évaluation d'adopter une approche globale, prenant en compte l'ensemble du peuplement (Terlizzi *et al.*, 2005) et les forçages environnementaux (Botsford *et al.*, 1997). Les méthodes d'évaluation d'impact doivent donc être adaptées à des techniques d'analyses multivariées.

Les états de référence étant la plupart du temps absents des programmes de gestion existants (*e.g.* état initial du peuplement avant l'établissement d'une AMP ou de RA), il est nécessaire de pouvoir prendre en compte l'habitat pour réaliser des comparaisons pertinentes des assemblages de poissons. Les habitats préférentiels sont une des raisons majeures de la variabilité naturelle des communautés. L'habitat est un facteur clef pour expliquer la distribution et la structuration des peuplements de poissons à travers l'occupation de l'espace (Sale, 1998). Bien comprendre les relations entre les espèces et leurs habitats, qu'ils soient naturels ou artificiels, est d'une importance capitale dans la gestion des ressources marines (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999). Ne pas le prendre en compte dans la modélisation des fluctuations d'abondance des poissons est susceptible de se traduire par une variabilité résiduelle importante et un pouvoir explicatif moindre pour le modèle, voire même une invalidation du modèle. Ceci est particulièrement important quand il s'agit de comparer des abondances dans des zones distinctes, ce qui est indispensable pour évaluer l'impact de réserves. En l'absence de données initiales, c'est en intégrant les relations entre les assemblages et leurs habitats que des comparaisons spatiales effectives peuvent être réalisées afin d'intégrer la variabilité spatiale naturelle et d'entreprendre

des évaluations d'impact pertinentes. Ceci requiert le développement de méthodologies appropriées.

4 LE DÉVELOPPEMENT D'INDICATEURS

La gestion des AMP et des RA nécessite des évaluations complexes avec des suivis adaptés, le plus souvent sur du long terme. Il est alors intéressant de pouvoir disposer d'indicateurs de la performance écologique de ces structures afin de suivre et de restituer aux gestionnaires les changements observés lors de l'évaluation (Blankenship & Leber, 1995). Un indicateur est une variable qualitative ou quantitative qui peut être obtenue à partir de mesures sur le terrain ou à partir de modèles (Pelletier *et al.*, 2005) et qui est directement liée aux objectifs de gestion ou à une question scientifique. Il faut ici percevoir un indicateur de deux façons différentes. D'une part, cela peut être une synthèse ou une intégration de mesures complexes, prenant en compte différents paramètres et les reliant à une question posée ou à un objectif spécifique (Beliaeff, 2002). D'autre part, un indicateur peut être une simple variable dont les fluctuations représentent celles d'un système plus global. Par exemple, il est parfois trop difficile, trop coûteux, ou trop long de mesurer toutes les composantes d'un système écologique qui peuvent être affectées par une mesure de gestion et il est dans ce cas approprié de disposer d'un ou de plusieurs indicateurs de changement (Underwood *et al.*, 2003). Un indicateur peut donc être utilisé comme un moyen de restitution de l'information ou comme un moyen de mesure (Linton & Warner, 2003). Il contribue au processus de décision (Stewart-Oaten & Bence, 2001) et c'est pourquoi il doit être réaliste et relié aux objectifs de gestion. Sa nature peut être qualitative ou quantitative. Dans tous les cas, les indicateurs doivent être sensibles et spécifiques à l'impact à évaluer tout en étant indépendant des biais éventuels de l'échantillonnage ou des observateurs. Par exemple, pour Harmelin *et al.* (1995), la richesse spécifique n'est pas un paramètre assez sensible pour des comparaisons entre de sites lors de suivis réguliers. Les indicateurs doivent évoluer d'une manière prévisible selon les effets attendus, à des échelles spatiale et temporelle clairement identifiées et doivent être capables de fournir une évaluation continue sur une large gamme de variations (Noss, 1990 ; Kremen, 1992).

De telles approches présentent un intérêt. Cela permet en premier lieu de fournir un outil d'aide à la décision (Garcia & Staples, 2000), par une simplification, une quantification et une restitution plus aisée de l'information à des gestionnaires, administrateurs ou décideurs. D'autre part, avec des indicateurs, il est plus aisé de disposer de méthodes d'évaluation plus rapides et mieux adaptées à la gestion. Ces intérêts se sont manifestés par le développement d'évaluations à travers des techniques de substitut d'habitats (Ward *et al.*, 1999 ; Banks & Skilleter, 2002 ; Stevens & Connolly, 2004), d'identification de niveaux taxinomique moins élevés ou d'utilisation de données de présence/absence (Harmelin, 1999), ou d'espèces ou de groupes indicateurs (Harmelin *et al.*, 1995 ; Ward *et al.*, 1999 ; Gladstone, 2002 ; Browman *et al.*, 2004).

Le développement d'espèces indicatrices s'est souvent borné à n'utiliser qu'une ou quelques espèces (Landres *et al.*, 1988). Le problème avec cette approche est que seule une fraction du peuplement est prise en compte. Ainsi, en suivant de telles indications, des mesures de gestion pourraient résulter en la protection d'une espèce au détriment d'autres, sans en avoir une complète connaissance. En pratique, Oberdorff *et al.*, (2002) soulignent le passage progressif du concept d'espèce indicatrice (ou des indices de diversité) vers des approches plus intégrées basées sur des indices multiparamétriques fondés sur la structure du peuplement. Dans ce contexte, on conçoit que les approches existantes, pour la plupart univariées, ne sont pas les plus appropriées pour contribuer à la mise en place d'indicateurs de suivi des écosystèmes dans les AMP et autour des RA. Les indices de richesse ou de diversité spécifique sont les seuls indices synthétiques considérés dans la plupart des études. L'utilisation d'une grande variété d'espèces indicatrices (Noss, 1990), d'espèces indicatrices construites à travers une analyse de l'ensemble du peuplement, ou d'indicateurs multivariés (Claudet *et al.*, soumis) permet d'augmenter la résolution et la pertinence de l'évaluation. Cette précision accrue sera d'autant plus forte que les variations en utilisation des habitats ou des réponses aux changements environnementaux sont connues pour les espèces incluses dans cette démarche.

5 LA DÉMARCHE DE L'ÉTUDE

Notre démarche est essentiellement méthodologique. Afin de procéder aux évaluations, nous avons adopté une approche globale prenant en compte l'ensemble du peuplement. En effet, dans une perspective de gestion des ressources et des écosystèmes, et pour mieux comprendre l'évolution des peuplements en réponse à la mise en place d'une AMP ou de RA, un diagnostic par espèce n'est pas nécessairement approprié. Un diagnostic global sur l'efficacité de l'AMP ou des RA vis-à-vis des objectifs de gestion est certainement plus utile aux gestionnaires.

Dans notre étude, nous nous proposons de travailler à la construction d'indicateurs multiparamétriques permettant un diagnostic statistiquement testable de l'impact de mesures de gestion sur les assemblages de poissons démersaux-benthiques et plus généralement sur les écosystèmes littoraux. Par ailleurs, on insistera sur la prise en compte de la variabilité de l'habitat et de la variabilité saisonnière, qui sont des facteurs structurants fondamentaux de la distribution spatiale des espèces. Nous étudierons plus particulièrement les protocoles expérimentaux et les méthodes d'analyse appropriés à la mise en place d'un suivi récurrent des AMP et des RA. Nous développerons notre méthodologie à partir de données existantes sur différents cas d'étude en Méditerranée française occidentale.

Chaque chapitre de ce mémoire peut être lu indépendamment des autres. La Figure I-1 schématise la démarche développée au cours de la thèse en présentant les questions qui se sont posées, les problèmes qui se sont présentés et les moyens entrepris pour y répondre. Le premier chapitre est constitué par cette présente introduction. Le Chapitre II propose une synthèse bibliographique de l'évaluation des AMP et des RA, de l'élaboration des objectifs à la mise en place de suivis, à travers les relations entre gestion et études scientifiques. Il a fait l'objet d'une publication (Claudet & Pelletier, 2004). Le Chapitre III présente une méthodologie permettant de concevoir et de planifier des protocoles expérimentaux pour des évaluations de RA. La démarche recouvre l'élaboration des objectifs, l'identification des critères d'évaluation et la construction des protocoles d'étude et d'échantillonnage à mettre en place afin d'évaluer les caractéristiques physiques et biologiques des RA. Certaines expériences en Languedoc-Roussillon sont également présentées. Le Chapitre IV présente différents types d'indicateurs pour l'évaluation des AMP. La première partie de ce chapitre correspond à une approche pluridisciplinaire des différents indicateurs utilisés dans les processus d'évaluation des AMP. La bibliographie citée provient essentiellement des récifs coralliens mais les conclusions qui en sont tirées peuvent largement s'appliquer aux écosystèmes tempérés. La pertinence et l'efficacité de ces indicateurs y sont tour à tour évaluées. Ce chapitre a fait l'objet d'une publication (Pelletier *et al.*, 2005). La seconde partie de ce chapitre compare les contributions respectives des études empiriques et des approches par

modélisation dans le développement d'indicateurs écologiques et halieutiques de l'effet des AMP. Cette étude est issue d'un groupe de travail dirigé par D. Pelletier et a fait l'objet d'une présentation lors d'une conférence internationale (Pelletier *et al.*, 2004) ; une publication est en cours et cette partie en reprend l'essentiel. Le Chapitre V contient les analyses de différents cas d'étude. La première partie de ce chapitre présente les travaux réalisés sur la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls. A partir des données existantes, nous avons en premier lieu évalué l'effet de la réserve sur les densités et les présences/absences des espèces de poissons les plus fréquentes par une méta-analyse (Claudet *et al.*, 2004c). A partir d'une partie de ces données, nous avons réalisé un diagnostic global des sources de variabilité dans la structure des assemblages de poissons et établi une hiérarchisation des effets de la protection et de facteurs environnementaux sur les assemblages de poissons (Claudet *et al.*, 2004b). Les variables environnementales ont été extraites d'un système d'information géographique par une démarche originale afin de modifier la résolution spatiale des types d'habitat disponibles aux poissons et de disposer d'information quantitative sur la complexité topographique. La seconde partie de ce chapitre présente les travaux entrepris à partir de données issues de la réserve du Cap Couronne du Parc Marin de la Côte Bleue et réalisés afin de mettre en évidence un effet global de la réserve sur les assemblages de poissons (Claudet *et al.*, 2004a). Ce cas d'étude est particulièrement intéressant car il dispose de données antérieures à la mise en réserve de la zone considérée. L'effet de la protection a été testé sur différents groupements d'espèces en fonction de critères écologiques ou halieutiques et l'échelle temporelle de la réponse à la protection a été évaluée. Des indicateurs d'évaluation et de suivis ont ensuite été développés. Ce travail a fait l'objet d'une publication (Claudet *et al.*, soumis). Le Chapitre VI propose une démarche pour l'optimisation de protocoles expérimentaux à travers des analyses de puissance statistique. Le Chapitre VII contient la discussion générale de notre travail ainsi que des perspectives. Enfin, tous les travaux cités, y compris au sein des articles constituant certains chapitres ou parties de chapitre, sont référencés en fin d'ouvrage.

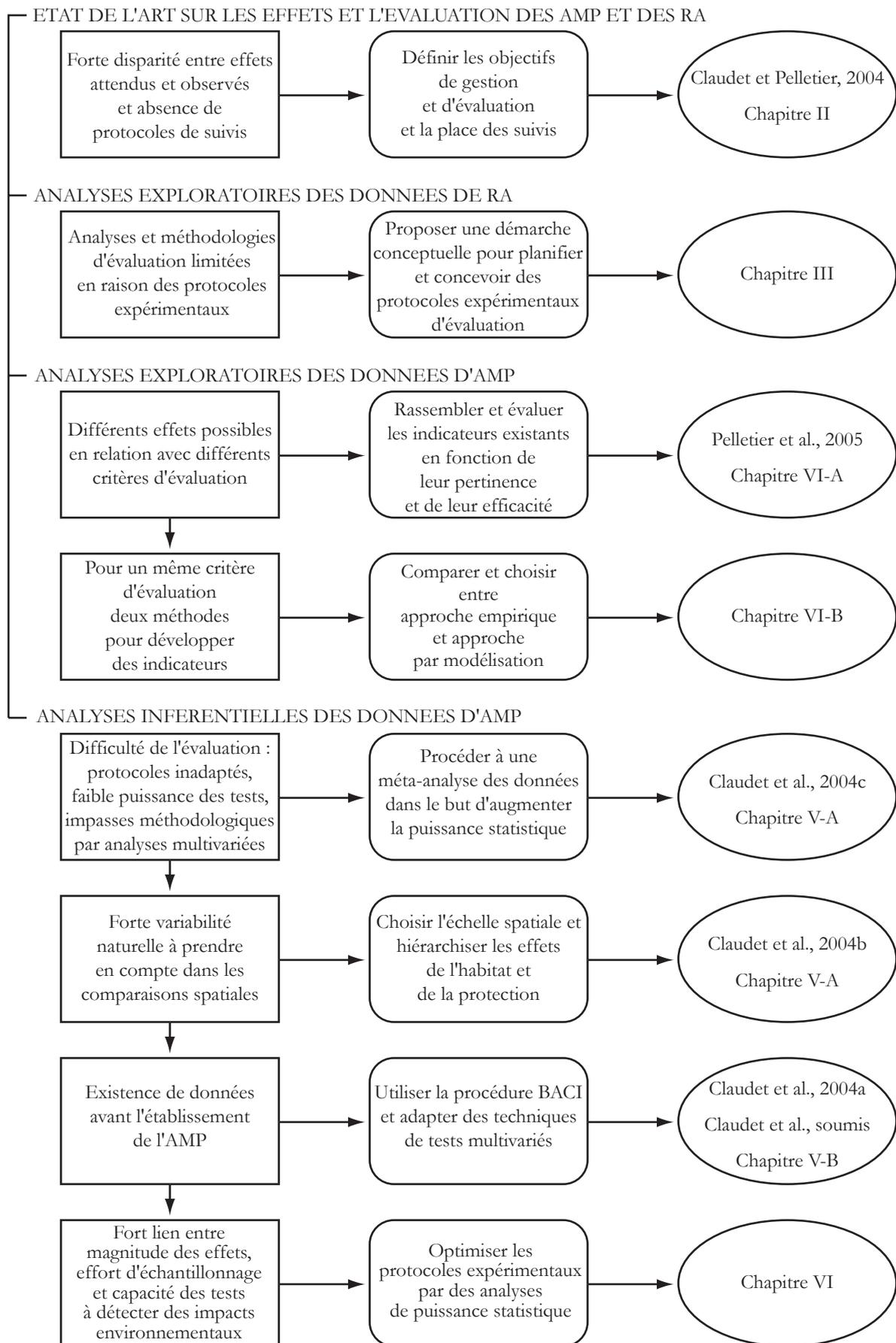


Figure I-1 : Schéma de synthèse de la démarche développée au cours de la thèse.

**II. AIRES MARINES PROTÉGÉES
ET RÉCIFS ARTIFICIELS : UNE
SYNTHÈSE DES INTERACTIONS
ENTRE GESTION ET ÉTUDES
SCIENTIFIQUES**

Aquat. Living Resour. 17, 129–138 (2004)
© EDP Sciences, IFREMER, IRD 2004
DOI: 10.1051/alr:2004017
www.edpsciences.org/alr

**Aquatic
Living
Resources**

Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies

Joachim Claudet^{1,2,a} and Dominique Pelletier²

¹ EPHE, UMR 8046 CNRS, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan Cedex, France

² Laboratoire MAERHA, IFREMER, rue de l'Île d'Yeu, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France

Received 17 September 2003; Accepted 29 April 2004

Abstract – Inshore marine areas host key habitats for the biological cycle of many marine populations, but are subject to strong anthropogenic pressure. Uses of inshore areas are multiple and often give rise to conflicting interests. In this context, marine protected areas (MPAs) and artificial reefs (ARs) are increasingly regarded as interesting management measures, in that they contribute to ecosystem conservation, fisheries sustainability, and because they can be helpful in zoning coastal areas in order to reduce conflicts between users. Beyond these expected benefits, it is important to appraise whether MPAs and ARs meet managers' objectives. This review focuses on the interaction between ecological sciences and management in the purpose of establishing or monitoring MPAs and ARs. We first study how objectives have to be formalized through management plans, and which kinds of information need to be collected in this respect. We then report management objectives related to MPAs and ARs, and list corresponding observed effects. Finally, we discuss the present role of monitoring and scientific research in the management process and propose a few perspectives for scientific research.

Key words: Marine protected areas / Artificial reefs / Fish / Impact assessment / Management / Management actions objectives / Monitoring

Résumé – Aires marines protégées et récifs artificiels : une synthèse des interactions entre gestion et études scientifiques. Les zones côtières abritent des habitats-clés pour le cycle biologique de nombreuses populations marines, mais sont soumis à une forte pression anthropique. Les usages de la bande côtière sont multiples et occasionnent souvent des conflits d'intérêts. Dans ce contexte, les aires marines protégées (AMP) et les récifs artificiels (RA) sont de plus en plus considérés comme des mesures de gestion pertinentes dans la mesure où ils contribuent à la conservation de l'écosystème, au maintien des pêcheries, et parce qu'ils peuvent être utiles pour allouer l'espace côtier entre usages et pour réduire certains conflits. Au-delà de ces bénéfices attendus, il est important d'évaluer si les AMP et les RA satisfont les objectifs des gestionnaires. Dans cette synthèse bibliographique, nous nous intéressons, en particulier, aux interactions entre les sciences écologiques et la gestion concernant l'établissement ou le suivi des AMP et RA. Nous étudions, en premier lieu, comment les objectifs doivent être formalisés au travers des plans de gestion, et quels types d'information sont ainsi nécessaires à collecter. Nous présentons ensuite les objectifs de gestion en relation avec les AMP et les RA, et les effets observés correspondants. Enfin, nous discutons du rôle des suivis scientifiques et de la recherche dans le processus de gestion et proposons quelques perspectives de recherche.

1 Introduction

Inshore marine areas, in particular shallow shelf areas, host key habitats for the biological cycle of many marine populations. At the same time, they are subject to strong anthropogenic pressure. Inshore uses have deeply evolved these last decades and most resources are now being overexploited (Lauck et al. 1998; Castilla 2000), raising doubts as to fisheries sustainability (Murray et al. 1999; Pauly et al. 2002). In order

to protect and restore biological resources, implementation of new measures or adaptations of existing management measures have become urgent at both local and regional scales. Because most fishing activities, either commercial or recreational are practiced in specific and sometimes small inshore areas, Marine Protected Areas (MPAs) and Artificial Reefs (ARs) have been envisaged as potentially interesting tools to deal with the availability and accessibility of marine resources (White et al. 1990). A MPA is defined as "any area of the intertidal or subtidal terrain, together with its overlying water and associated flora, fauna, historical and cultural features, which

^a Corresponding author: joachim.claudet@ifremer.fr

has been reserved by law or other effective means to protect part or all of the enclosed environment” (IUCN 1988). An AR is defined as “any material or matter deliberately placed in an area of the marine environment where that structure does not exist under natural circumstances for the purpose of protecting, regenerating, concentrating or increasing populations of living marine resources, or for enhanced recreational use of the area” (Anonymous 2003).

In the last decade, MPAs and ARs have become quite popular (Jones et al. 1993; Cocklin et al. 1998; Pomeroy 1999; Halpern 2003), and it is now important to establish to what extent they have met managers’ objectives. The U.S. Congress’ Executive Order 13518 on MPAs (May 26, 2000) called for the development of “practical, science-based criteria and protocols for monitoring and evaluating the effectiveness of MPAs”. This is also a need for ARs. Ecosystem monitoring programs, and associated indicators have been set up in this purpose, but existing assessments are often not sufficiently formalized for managers and administrators, in that they may not take into account initial management objectives (Bohnsack and Sutherland 1985; Attwood et al. 1997a,b; Lindberg 1997; Steimle and Meier 1997; Alder et al. 2002; Jensen 2002a,b). In addition, these programs are often found to be too expensive. As underlined by Roberts and Polunin (1993), “there is now a critical need for designed studies of management rather than the *ad hoc* approaches adopted to date”. Such focused studies are now being undertaken (Hockings et al. 2000; Seaman 2002; Ehler 2003).

In this article, we reviewed the literature on management and scientific studies on MPAs as well as on ARs, being particularly interested in their common points. We focused on the interaction between ecological science and management in the purpose of establishing or monitoring MPAs and ARs. Cultural and economic aspects will not be extensively dealt with, as we are mainly interested in biological resources, but these aspects obviously contribute to the definition of many management goals.

We first studied how objectives were formalized through management plans, and which kind of information needs to be collected in this respect. We then reported management objectives related to MPAs and ARs, and confronted them with the effects effectively observed. Finally, we discussed the role of monitoring and scientific research in the management process and proposed a few perspectives for scientific research.

2 Goal-setting and management expectations to assess

For establishing effective MPAs and ARs programs, realistic goals based on management objectives must be specified. Consequently objective elaboration or goal-setting procedures that account for multiple uses and several management objectives first have to be developed.

2.1 Specific goal setting: A participative process

According to Pomeroy (1999), it may be more important to consider both ecological and economic aspects rather than

only ecosystem preservation. MPA benefits should then be considered in terms of trade-offs between long-term protection of ecological resources and medium and short-term economic benefits. ARs effects linked to production are medium to long term, habitat protection benefits being more immediate. However, this is not straightforward because it is difficult to value the profitability of some medium-term ecological effects or to assess non-monetary benefits that users can assign to resources. In addition, contradictory interests between conservation and exploitation represent a major constraint in resource allocation exercises (Beaumont 1997; Sumaila et al. 2000), and may lead to conflicts between different user groups. In this respect, a resource-use analysis is deemed necessary in zoning and management plans. Jameson et al. (2002) suggested a management based on a business plan approach. The business planning process can be understood as the link between two processes: strategic planning and operational planning. This kind of approach could be helpful for an integrated management through the understanding of the relationships between environmental and economic processes able to bring economic returns.

Beyond the long-term ecological and short-term economic trade-offs, the successful design, development and management of ARs or MPAs should involve all interested groups of people in a multi-disciplinary and co-management approach (White et al. 1990; Attwood et al. 1997a,b; Beaumont 1997; Cocklin et al. 1998; Pomeroy 1999; Shafer 1999). There is a need to associate main users to such projects early in the decision process, and in particular fishermen (Pomeroy 1999). This is also true for local administration involved in regional planning to control potentially harmful human activities, outside the protected area or around ARs, that could impact both populations and habitats (Rogers and Beets 2001; Salmona and Verardi 2001).

To develop participative approaches, all user groups must be identified. In the case of AR projects, knowing the actual users that will benefit from ARs will help to choose the appropriate design (Bombace 1989). Participants in the management process are defined as “groups of people with common objectives and sets of interests with regard to the resource in question and the environment” (Grimble and Chan 1995). In a second step, primary, secondary and external participants may be distinguished, according to their influence on the decision process. Then, socio-economic and political interactions between user groups have to be carefully analyzed. Decision processes can then proceed. For instance, Brown et al. (2001) used a multi-criteria analysis in order to increase participation in the decision process, and to develop consensus-based approaches for management. A multi-criteria analysis allows attributing scores to criteria that should be accounted for, but are difficult to measure quantitatively.

In addition, the links between coastal and terrestrial activities make it necessary to integrate MPAs and ARs in general environment management and conservation strategies. Management of ARs and MPAs should be consistent with fisheries management, e.g. to avoid stock overexploitation through unexpected reallocation of fishing effort over space, at MPA borders or around ARs (Polovina 1991; Bohnsack 1996; Grossman et al. 1997; Murray et al. 1999;

Botsford et al. 2003; Denny and Babcock 2004). In particular, the integration of MPA and AR projects with Essential Fish Habitats (EFH) initiatives could contribute to link coastal management and fisheries management (Polovina 1991; Lindeman et al. 2000). EFH are defined as “those waters and substrate necessary to fish for spawning, breeding, feeding, or growing to maturity” (NOAA 1996).

Once stakeholders and managers have stated management objectives, they should be formalized for scientists and for other stakeholders including users.

2.2 Formalizing management expectations

In conventional management, decision processes are described according to three different steps: problem identification, possible evolutions under a range of actions, and selection of action among available choices (Janssen 1994 in Brown et al. 2001). Therefore, the information concerning the objectives of the MPA and AR projects is crucial (Attwood et al. 1997b; Shafer 1999). It should be noted that this information is more societal than scientific. This procedure is critical in that it allows formalizing management expectations, to define effective designs, and to build targets against which progresses of MPAs and ARs can be assessed (Steimle and Meier 1997; Bain et al. 2000). Without a clear framework for management, objectives for monitoring are likely to be unclear, which is bound to hinder monitoring programs. Unclearly stated or ambiguous objectives may lead to the measurement of wrong variables in the monitoring process (Dale and Beyeler 2001).

Following appropriate specifications, a management plan may then be developed from these specifications. Objectives including conservation, scientific research and education should be formally stated in the management framework even if they might change with time (Kelleher and Kenchington 1992; Attwood et al. 1997a,b). Once management objectives and expectations are clearly specified, biologists, and ecologists, as well as scientists from other domains, can together be helpful to identify the important steps and prioritize them (Shafer 1999). This should in principle lead to effective MPAs and ARs (White et al. 1990; Seaman 1996; Steimle and Meier 1997; Agardy 1999).

To assess whether objectives are reached or not, the plan must then include a monitoring program (Attwood et al. 1997a,b; Bohnsack et al. 1997; Steimle and Meier 1997; Halpern 2003). This program could also be used to inform the public about the evolution of the MPA and AR. In the case of ARs, Baine (2001) pointed out a lack of information from managers about property rights, responsibility, regulation, conflicts between users, environmental evaluation, and more generally concerning the need for long-term management.

3 Objectives and observed effects

3.1 Marine protected areas

Many authors stated general objectives for MPA establishment, focusing on some specific fields; e.g. ecological implications (Jones et al. 1993; Agardy 1998, 1999; Harmelin 2000),

fisheries implications (Bohnsack 1993, 1996; Agardy 2000a; Botsford et al. 2003), educational implications (Meinesz et al. 1983; Konovalov 1991) or social and economic implications (Cocklin et al. 1998; Badalamenti et al. 2000; Carter 2003).

From this literature MPA objectives were synthesized as follows: (1) conservation and protection of natural resources in areas that are recognized as particularly important in terms of ecological diversity to ensure their long-term viability and to maintain their genetic diversity or to allow populations to recover to their pristine level; (2) restoration of damaged or over-exploited areas considered as critical to the survival of such species, or of significance for the life cycles of economically important species; (3) improvement of the relationship between man, his environment, and economic activities, by maintaining traditional uses and the sustainable exploitation of resources, by preventing outside activities from detrimentally affecting the MPA, and by protecting and managing historical, cultural and aesthetic sites; (4) improvement of fishing yields, by protecting spawning stock biomass, by acting as a source of recruited and post-recruited stages for surrounding areas, by restoring the age structure of natural populations, and by acting as an insurance against mismanagement in fishing areas; (5) resolution of present or anticipated conflicts between coastal area users; (6) improvement of knowledge about marine environment by dealing with research and educational aspects; and (7) valuation of heritage for the local administration through tourism and economic profitability for the residents. Boersma and Parrish (1999) estimated from a literature survey that the main reasons for establishing MPAs were marine environment protection (93% of the papers), biodiversity maintenance and tourism promotion (67%) and fisheries management (53%). Research and education were secondary objectives.

Objectives previously quoted correspond to theoretical expectations. But in the literature what kind of ecological and biological effects were indeed observed after establishment of MPAs? Many authors listed observed ecological benefits for fish populations (e.g. Bell 1983; Alcalá and Russ 1990; García-Rubies and Zabala 1990; Roberts and Polunin 1993; Francour 1994; Dufour et al. 1995; Harmelin et al. 1995; Attwood et al. 1997a; Agardy 1998; Allison et al. 1998; Boersma and Parrish 1999; Caddy 2000; Francour et al. 2001; Lubchenco et al. 2003). There exist several reviews about this subject, Halpern (2003) being the most recent. Few general conclusions about the ecological effects of MPAs may be drawn from these studies. Obviously, the vast majority of exploited fish species displays increases in abundance, biomass and/or mean size when protection is effective. Jones et al. (1993) claimed that this is true whatever the age or size of the reserve; but some studies show that this reserve effect is tied to the age of the MPA (Russ and Alcalá 1996). At a regional scale, MPAs can be an efficient conservation tool only if they are representative of all biogeographic areas (Boersma and Parrish 1999; Aíramé et al. 2003; Benedetti-Cecchi et al. 2003). In many studies, ecological effects were not found to be significant, in relation with low statistical power or the lack of an appropriate experimental design (Fraschetti et al. 2002; Russ 2002).

3.2 Artificial reefs

Several objectives tied to the establishment of ARs pertain to conservation and biodiversity or ecological knowledge (Bohnsack and Sutherland 1985; Ardizzone et al. 1996; Barnabé et al. 2000), to habitat protection (Polovina 1991; Pickering et al. 1998; Ramos-Esplà et al. 2000), to fisheries enhancement (Nakamura 1985; Samples and Sproul 1985; Polovina 1991; Bohnsack et al. 1994), and to economy profitability (Whitmarsh and Pickering 1995, 1997). They can be stated as follows: (1) to increase fish biomass, by providing shelter from fishing; (2) to increase fauna diversity, by providing new habitats; (3) to reduce detrimental impacts on existing habitats, through trawl exclusion, and to restore damaged habitats; (4) to improve cost-effective fishing practices, by reducing displacement costs for nearby coastal fleets; (5) to reduce conflicts between inshore and offshore fleets; (6) to provide economic benefits, through fisheries or diving activities; and (7) to improve knowledge on colonization processes. According to Bohnsack and Sutherland (1985) and Bohnsack et al. (1994), the primary goal of ARs is to ensure fisheries' sustainability.

Ecological effects of ARs are well documented (Bohnsack and Sutherland 1985; Ambrose and Anderson 1990; White et al. 1990; Bohnsack 1991; Bohnsack et al. 1994; Bombace et al. 1994; Santos et al. 1995a,b, 1996; Grossman et al. 1997; Charbonnel et al. 2000, 2002; Zalmon et al. 2002). In most cases, higher abundances, densities, and biomasses were found close to ARs compared to undisturbed natural control areas, even when community structures are quite similar (Ody and Harmelin 1994). Note that differences in community structure might be due to a higher structural complexity on AR compared to natural temperate reefs, while in the case of MPAs, such differences may be attributed to protection. Also, ARs that are in areas not protected from fishing seem to display a refuge effect (Charbonnel et al. 2000). Whether ARs act more as fish aggregation devices or by actually contributing to increased fish abundance has not been demonstrated yet.

The immersion of ARs around MPA borders can also protect the area from illegal trawling activities. In the Côte Bleue Marine Park (French Northwestern Mediterranean), illegal inshore trawling substantially decreased following AR immersions (Harmelin 2000).

In summary, observed effects of MPAs and ARs mostly pertain to differences in abundance and mean size between the MPA/AR and comparable control areas, and to differences in fish yield at MPA border and around ARs. However, there appears to be a gap between management objectives stated in very general terms, a number of expected ecological effects, and *in fine* relatively few significant results in published scientific studies. As such, it is difficult to deduce from these effects that the general objectives listed above were reached.

4 Place and role of monitoring and research studies in the management process

The literature reviewed showed that management of MPAs and ARs should be an important component of coastal management, that it needs a comprehensive knowledge of the

ecosystems to protect, and that MPA and AR impacts should be routinely monitored. In management activities, the respective roles of scientific monitoring and research have to be distinguished. Monitoring has to be understood as a set of actions that permits impact assessment directly related to managers' expectations. It is generally undertaken or supervised by scientists. In contrast, research programs aim at improving ecosystem knowledge and understanding. It hence seems desirable to design scientific projects that integrate on the one hand routine monitoring in cooperation with managers, and on the other hand, academic research projects aimed at improving knowledge and understanding of ecosystem dynamics (Allison et al. 1998).

4.1 Scientific monitoring and management

A monitoring program is a program that organizes, controls and adapts a set of operations ranging from collection of field data to data-processing for impact assessment. It should be used for a sound management of MPAs and ARs, to assess whether they meet management objectives, and to possibly adapt their design to increase their production or conservation potential (Allison et al. 1998; Dale and Beyeler 2001).

Francour et al. (2001) advocated a stronger cooperation between users, managers and scientists. For example, monitoring fish populations through simple measures of fish abundance e.g. presence/absence of common species (Harmelin 1999) could facilitate the participation of coastal area users. Aubert (1991) stressed that politicians, administrators and marine environment scientists should: (1) participate to the collection of information and data on ecological, scientific and administrative aspects in the areas of interest; (2) give advice on the evolution and management of these areas; and (3) suggest common actions for their scientific and economic promotion. Monitoring of marine populations should be facilitated by such cooperation programs, in that all relevant information whether ecological, socio-economic or from management would be gathered in a common database in order to be used to monitor the efficiency of MPAs and ARs, and to consequently adapt management (Blankenship and Leber 1995; Schwartz 1999; Jensen 2002a; Seaman 2002). This kind of tool for the management of coastal ecosystems is for instance an objective of the SysCoLag (Coastal and Lagoon Systems) Programme of the Languedoc-Roussillon Region in the French Mediterranean started in 2003.

A large proportion of management plans for MPAs or for ARs were not implemented, and no monitoring or evaluation program was planned upon their creation (Kelleher 1996; Attwood et al. 1997b; Baine 2001). Among other examples, the Goukamma Marine Reserve in South Africa does not have a regular monitoring strategy, although the Scientific Service Division of the Cape Nature Conservation provides scientific expertise to support conservation programs in the Western Cape Province (Attwood et al. 1997b). In Victoria (Australia), the initial selection of MPAs was not based on ecological criteria because of a lack of knowledge. Now, initiated by the Victorian government and chaired by the Department of Natural Resources and Environment (2001), a program have been established to assess long-term changes in marine biodiversity

on shallow water rocky reefs. In contrast, scientific committees guide research and monitoring undertaken in many MPAs such as the Côte Bleue Marine Park (French Northwestern Mediterranean). In the Philippines, the AR program, supervised by the Department of Agriculture, serves as a mean for disseminating information on resource management and conservation. Examples are numerous and are only provided for illustrating the diversity of monitoring situations relative to MPAs and ARs.

To improve knowledge about species dynamics, the management of MPAs or ARs should be actively adaptive in order to react to non predicted changes in the ecosystem or in its uses (Palumbi 2002). In practice, monitoring programs should include control areas so that rigorous hypothesis testing can take place, and it may use a variety of options, among which the possibility of selective fishing that would reduce unexpected predation or competition between species (Agardy 2000b). To facilitate such processes, prioritizing target species and developing an approach based on the whole fish community are helpful to management decisions, in particular when conservation and restoration of populations is a primary objective (Blankenship and Leber 1995). Prioritizing is all the more necessary since the implementation of a MPA or an AR may have positive impacts on some species and negative impacts on others, as shown in the case of MPA by empirical or modeling studies (e.g. St-Mary et al. 2000). In these conditions, a diagnosis of the overall performance of the MPA or AR is necessary.

4.2 Scientific research and management

Some managers or scientists may think that MPAs afford protection for all resident species, with no need for further management of the species within and outside the MPA or around the AR. In this respect, a sound knowledge of species dynamics may appear unnecessary. But avoiding mismanagement requires research (Shafer 1999). In order to support the management of MPAs or ARs according to the particular needs of each area, science must provide strategic information, i.e. basic fundamental knowledge about the ecosystems of interest.

Contrary to terrestrial ecosystems, marine ecosystems are characterized by the lack of boundaries attached to ecological processes and to factors influencing those processes. Knowledge about the dispersal schemes and the geographical range of the populations should be accounted for in management measures (Agardy 2000b; Barnabé et al. 2000). In addition, these measures should be tailored to each specific situation (Shafer 1999; García-Charton 2000; Planes et al. 2000).

Hence, even if positive MPA effects have been observed for sessile organisms, as well as for highly mobile species (e.g. bull kelp and snapper – Babcock et al. 1999), fish behaviour can affect reserve function (Kramer and Chapman 1999). Mobile species can also adapt their behaviour as a result of the reservation or as a function of the distance between one AR and another or between ARs and adjacent natural areas. Fish behaviour can also change in answer to the presence of divers (Jones et al. 1993; Jouvenel and Pollard 2001). Knowledge on life cycles and species dynamics are also required.

Habitat requirements, fish movements and behaviour, relationships between subpopulations, larval dispersal schemes and reference points for stock replenishment are specific to each species and have to be identified to effectively protect target species (Rowley 1994; Blankenship and Leber 1995; Guénette et al. 1998; Guénette and Pitcher 1999; Pelletier 2001; Neigel 2003), so as to anticipate density-dependent side-effects (Sánchez-Lizaso et al. 2000). Actually, variations in community structure can emerge due to changes in the food web after AR immersion (Barnabé et al. 2000) or after MPA implementation (Jones et al. 1993). Increases in predator abundance may result in decreases in prey abundance as a consequence of trophic cascades (Pinnegar et al. 2000). Babcock et al. (1999) showed that changes in community structure indicated a higher trophic complexity and increased primary and secondary productions within the MPA. Similar results on AR were observed, primary production and nutrient concentration being much higher around the AR than in a comparable control area (Branden et al. 1994). But, few studies showed how and to which extent this primary production is transferred into productivity or biomass.

Many papers used population dynamics models to understand the potential impact of MPAs or ARs on ecosystem and fisheries (e.g. Botsford et al. 2003; Gerber et al. 2003). Polacheck (1990) used a yield-per-recruit model to explore the consequences of MPAs on a exploited fish population. Catch increased for species with intermediate movement rates. Polovina and Sakai (1989) modeled catch per unit effort (CPUE) to demonstrate the potential benefits of ARs. Other population dynamics models included reproduction in addition to growth and mortality in the context of MPAs (Rijnsdorp and Pastoors 1995; Apostolaki et al. 2002) or ARs (Harmelin and Bellan-Santini 1996; Pitcher and Seaman 2000). Community models based on trophic relationships (Fang 1992; Pauly 1998; Walters et al. 1999; Pitcher et al. 2000, 2002; Pitcher and Seaman 2000; Watson et al. 2000) or on competition and density-dependent processes (Osenberg et al. 2002) were also used to study AR effects. Gerber et al. (2002) examined MPA efficiency as a function of life cycles, fishing pressure and reserve size. They founded that MPAs could be effective in preventing species extinction and in increasing species density, but that they rarely lead to increases in fishing yield.

Studying MPAs and ARs can also be useful to test hypotheses at the ecosystem level, such as trophic relationships (Bohnsack and Sutherland 1985; Polovina 1991; Allison et al. 1998; Harmelin 2000).

ARs used in conjunction with a MPA may be an important tool for improving our understanding of the ecology of coastal fish communities and to study the efficiency of the MPA through resulting changes in the ecosystem (Barnabé et al. 2000). ARs immersion within the MPA could have other positive aspects. Caddy (2000) suggested two ways to increase MPA efficiency when fishing pressure is high; either by an increase of the surface area protected or by an increase of its holding capacity. This last can be reached by use of ARs. Hence, the study of AR effects could improve the understanding of MPA effects (Bohnsack 1991). ARs are also helpful to study the relationship between habitat complexity and spatial distribution of fish.

5 Perspectives for scientific studies and monitoring

Some of the topics mentioned in the previous section are not yet well known and deserve further investigations which may benefit to management of MPAs or ARs.

Like many other authors (e.g. Bohnsack 1989; Kelleher and Kenchington 1992; Allison et al. 1998; Botsford et al. 1999) we claim that detailed knowledge on the biology, ecology and life cycles of species to be protected or colonizing the reefs is essential for an appropriate design of MPA and AR, as well as for their monitoring. This includes in particular knowledge about the spatial distribution and movements of populations, reproduction features and larval dispersion schemes. The efficiency of MPAs and ARs at restoring or improving fish biomass largely depends on fishing exploitation, and the evaluation of the natural and fishing mortality of fished populations is crucial (Baine 2001; Côté et al. 2001). Population dynamics should be closely linked with the oceanographic conditions, and in relation to possible pollution (e.g. dispersion and intensity of pollutant, scale of MPA or AR with respect to extent of the threat). Some authors deem that current intensity and direction are more influential on fish abundance in the AR, than design features e.g. reef size or refuge number (Grossman et al. 1997). Tuya et al. (2000) proposed additional information to be measured for future research including quantification of human activities dynamics, measurement of biogeographic characteristics, atmospheric and oceanographic parameters, and water quality. Better attention should also be given to the collection of social, cultural and economic data in the process of establishing and monitoring MPA and AR (Kremen et al. 1999; Pomeroy 1999).

Regarding habitat, reviewed studies (in relation with the lack of initial assessment) do not allow to conclude whether an apparent increase in habitat quality is linked to protection from detrimental uses or to the initial features of the reserved area. Natural variability can result in biased interpretations if it is not properly taken into account (Underwood 1981, 1993; Underwood 2003). Habitat heterogeneity and the hierarchical organization of habitats constrain the design of studies on AR ecological effects (Jensen et al. 2000; Ody and Harmelin 1994) and on MPA (Lasiak 1998; García-Charton and Pérez-Ruzafa 1999; García-Charton et al. 2000, 2004). It is thus necessary to monitor habitat characteristics at the same time as fish communities.

The scale of management dictates the spatial and temporal scales for information used in monitoring design (Ward et al. 1999). Without an adequate long-term monitoring and scientific study it is difficult to conclude about the efficiency of MPAs or ARs (Bohnsack and Sutherland 1985; White et al. 1990; Steimle and Meier 1997; Done and Reichelt 1998; Castilla 2000; García-Charton et al. 2000, 2004). The effects of MPAs and ARs on fish populations depend on the scales considered (Bohnsack 1991; Polovina 1991; Carr and Hixon 1997). For example, in the case of a reserve network, species diversity can decrease within each marine reserve and distinct communities can emerge, leading to an overall increase in diversity (Hockey and Bosman 1986). Fish abundance can increase in a limited area surrounding an AR, while changes in abundance are not observed on a larger scale (Bohnsack 1991).

Similarly, if the studied scale is too local, biological effects on fish stocks may be impossible to detect (Polovina 1991). One recommendation consists in choosing, in an adequate manner, the spatial and temporal scales of the studies with non-arbitrary operational methods (Bohnsack and Bannerot 1986; Benedetti-Cecchi 2001). With regard to MPAs and according to Schwartz (1999), it is necessary to consider conservation at two scales: the fine-filter scale (genes, populations, species) and the coarse-filter scale (communities, habitats, ecosystems, landscapes). In addition, Ardizzone et al. (1996) believed it is important to consider genetic, phylogenetic and ecological scales; each scale requiring specific studies. Ideally, monitoring programs should account from the genetic level to the landscape level (Blankenship and Leber 1995).

The evaluation of MPA and AR effects implies the development of rigorous statistical procedures for detecting effects at several temporal and spatial scales, which stresses the need to improve empirical and analytical approaches (Murray et al. 1999; Benedetti-Cecchi 2001). It is important to collect data before the reservation or the AR immersion (BACI, Before and After Control Impact) to avoid confusion over the effects (Roberts and Polunin 1991; Underwood 1992; Carr and Hixon 1997). The impacts of MPAs and ARs can be monitored after their establishment (ACI, After Control Impact) if control points are numerous enough to allow a comparison with the impacted site (Carr 2000). Following Underwood (1992) and Chapman et al. (1995), control sites must: (i) be unaffected by the impact under study (in this case MPA or AR); (ii) exhibit habitats and communities similar to the impact area (MPA or AR); (iii) be chosen at a spatial scale covering the dispersal of the sampled populations; and (iv) range from local to regional distributions when protection efficiency is known.

6 Conclusion

Mangel (2000) pointed out that rather than managing ecosystems, management deals with human interventions in ecosystems. Managing MPAs and ARs need a good understanding of the objectives for which they are established. Expected ecological effects are multiple but only a few were evidenced by appropriate experiments. Such results can still have a heuristic value for the stakeholders in the goal-setting process. Goal-setting should be based on a participative approach with users or local communities that may possibly lead to the definition of new social, economic, or political objectives. These management expectations have then to be formalized and prioritized in a management plan including monitoring programs. In the whole process, science must provide strategic information to back monitoring programs and to help managers in specifying and formalizing their expectations and position. However, there is a lack of knowledge in several important scientific domains. Scientific studies have to focus on ecosystem variability, on the scales to be considered and the appropriate experimental designs to reveal representative results. Ultimately, the success of a MPA or an AR, as said by Baine (2001), will “reflect the quality of the prior planning and ongoing management”.

Acknowledgements. This study is part of the Programme Systèmes Côtiers et Lagunaires (SysCoLag), funded by the Region Languedoc-Roussillon (Contrat de Plan Etat/Région 2000-2006). This work was made possible through joint financial support from SysCoLag and from IFREMER funding for the PhD thesis of Joachim Claudet. The authors thank Tundi Agardy and an anonymous reviewer for their most helpful comments on an earlier draft of this article.

References

- Agardy T., 1998, Global trends in marine protected areas. In: Trends and future challenges for U.S. national ocean and coastal policy, Trends in managing the environment, pp. 51-55.
- Agardy T., 1999, Global experiences in marine protected area planning and lessons learned. In: Series, C.W. (Ed.), Scientific design and monitoring of Mediterranean marine protected areas. CIESM, 16 boulevard de Suisse, MC-98000, Monaco, Porto Cesaro - Italy, Vol. 8, pp. 17-19.
- Agardy T., 2000a, Effects of fisheries on marine ecosystems: A conservationist's perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 761-765.
- Agardy T., 2000b, Information needs for marine protected areas: Scientific and societal. *Bull. Mar. Sci.* 66, 875-888.
- Airamé S., Dugan J.E., Lafferty K.D., Leslie H., McArdle D.A., Warner R.R., 2003, Applying ecological criteria to marine reserve design: A case study from the California Channel Islands. *Ecol. Appl.* 13, S170-S184.
- Alcala A.C., Russ G.R., 1990, A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 46, 40-47.
- Alder J., Zeller D., Pitcher T.J., Sumaila U.R., 2002, A method for evaluating marine protected area management. *Coast. Cons.* 30, 121-131.
- Allison G.W., Lubchenco J., Carr M.H., 1998, Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecol. Appl.* 8, S79-S92.
- Ambrose R.F., Anderson T.W., 1990, Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Mar. Biol.* 107, 41-52.
- Anonymous, 2003, Policy Statement of the National Marine Sanctuary Program: Artificial Reef Permitting Guidelines. <http://www.sanctuaries.nos.noaa.gov/library/national/arpolicy071503.pdf>, p. 45.
- Apostolaki P., Milner-Gulland E.J., McAllister M.K., Kirkwood G.P., 2002, Modelling the effects of establishing a marine reserve for mobile fish species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59, 405-415.
- Ardizzone G.D., Somaschini A., Belluscio A., 1996, Biodiversity of European artificial reefs Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network, Ancona, Italy, pp. 39-59.
- Attwood C.G., Harris J.M., Williams A.J., 1997a, International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa. *S. Afr. Mar. Sci.* 18, 311-332.
- Attwood C.G., Mann B.Q., Beaumont J., Harris J.M., 1997b, Review of the state of marine protected areas in South Africa. *S. Afr. Mar. Sci.* 18, 341-367.
- Aubert M., 1991, Aspects internationaux pour la création de parcs marins. Côtes et parcs marins de la Méditerranée - 4^e Colloque International, 30 May - 1 June 1991, Bastia, Corse, pp. 17-20.
- Babcock R.C., Kelly S., Shears N.T., Walker J.W., Willis T.J., 1999, Changes in community structure in temperate marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 189, 125-134.
- Badalamenti F., Ramos A.A., Voultziadou E., Sánchez-Lizaso J.L., D'Anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz Fernandez J.A., Whitmarsh D., Riggio S., 2000, Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environ. Cons.* 27, 110-120.
- Bain M.B., Harig A.L., Loucks D.P., Goforth R.R., Mills K.E., 2000, Aquatic ecosystem protection and restoration: Advances in methods for assessment and evaluation. *Environ. Sci. Policy.* 3, S89-S98.
- Baine M., 2001, Artificial reefs: A review of their design, application, management and performance. *Ocean Coast. Manage.* 44, 241-259.
- Barnabé G., Charbonnel E., Marinaro J.-Y., Ody D., Francour P., 2000, Artificial reefs in France: Analysis, assessments and prospects. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), Artificial reefs in European seas. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 167-184.
- Beaumont J., 1997, Community participation in the establishment and management of marine protected areas: A review of selected international experiences. *S. Afr. Mar. Sci.* 18, 333-340.
- Bell J.D., 1983, Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ecol.* 20, 357-369.
- Benedetti-Cecchi L., 2001, Beyond BACI: Optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecol. Appl.* 11, 783-799.
- Benedetti-Cecchi L., Bertocci I., Micheli F., Maggi E., Fosella T., Vaselli S., 2003, Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): Examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Mar. Environ. Res.* 55, 429-458.
- Blankenship H.L., Leber K.M., 1995, A responsible approach to marine stock enhancement. *Am. Fish. Soc. Symp.* 15, 167-175.
- Boersma P., Parrish J.K., 1999, Limiting abuse: Marine protected areas, a limited solution. *Ecol. Econ.* 31, 287-304.
- Bohnsack J.A., 1989, Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference? *Bull. Mar. Sci.* 44, 631-645.
- Bohnsack J.A., 1991, Habitat structure and the design of artificial reefs. In: Bell S.S., McCoy E.D., Mushinsky H.R. (Eds.), Habitat structure - The physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall, pp. 412-426.
- Bohnsack J.A., 1993, Marine reserves. They enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* 36, 63-71.
- Bohnsack J.A., 1996, Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries* 21, 14-16.
- Bohnsack J.A., Bannerot S.P., 1986, A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Tech. Rep. NMFS* 41, 15 p.
- Bohnsack J.A., Ecklund A.-M., Szmant A.M., 1997, Artificial reef research: Is there more than the attraction-production issue? *Fisheries* 22, 14-16.
- Bohnsack J.A., Harper D.E., McClellan D.B., Hulsbeck M., 1994, Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off Southeastern Florida, USA. *Bull. Mar. Sci.* 55, 796-823.
- Bohnsack J.A., Sutherland D.L., 1985, Artificial reef research: A review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sci.* 37, 11-39.
- Bombace G., 1989, Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci.* 44, 1023-1032.
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., Speranza S., 1994, Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.* 55, 559-580.

- 136 J. Claudet and D. Pelletier: *Aquat. Living Resour.* 17, 129–138 (2004)
- Botsford L.W., Morgan L.E., Lockwood D.R., Wilen J.E., 1999, Marine reserves and management of the northern California red sea urchin fishery. *CalCOFI Rep.* 40, 87-93.
- Botsford L.W., Micheli F., Hastings A., 2003, Principles for the design of marine reserves. *Ecol. Appl.* 13, S25-S31.
- Branden K.L., Pollard D.A., Reimers H.A., 1994, A review of recent artificial reef developments in Aust. *Bull. Mar. Sci.* 55, 2-3.
- Brown K., Adger W.N., Tompkins E., Bacon P., Shin D., Young K., 2001, Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecol. Econ.* 37, 417-434.
- Caddy J.F., 2000, A fisheries management perspective on marine protected areas in the Mediterranean. *Environ. Cons.* 27, 98-103.
- Carter D.W., 2003, Protected areas in marine resource management: Another look at the economics and research issues. *Ocean Coast. Manage.* 46, 439-456.
- Carr M.H., 2000, Marine protected areas: Challenges and opportunities for understanding and conserving coastal marine ecosystems. *Environ. Cons.* 27, 106-109.
- Carr M.H., Hixon M.A., 1997, Artificial reefs: The importance of comparisons with natural reefs. *Fisheries* 22, 28-33.
- Castilla J.C., 2000, Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *J. Exp. Biol. Ecol.* 250, 3-21.
- Chapman M.G., Underwood A.J., Skilleter G.A., 1995, Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 189, 103-122.
- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.-G., Ody D., Bachel F., 2000, Effects of artificial reef design on associated fish assemblages in the Côte Bleue Marine Park (Mediterranean Sea, France). In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial reefs in European seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 365-378.
- Charbonnel E., Serre C., Ruitton S., Harmelin J.-G., Jensen A., 2002, Effects of increase habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES J. Mar. Sci.* 59, S208-S213.
- Cocklin C., Craw M., McAuley I., 1998, Marine reserves in New Zealand: Use rights, public attitudes, and social impacts. *Coast. Manage.* 26, 213-231.
- Côté I.M., Mosqueira I., Reynolds J.D., 2001, Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: A meta-analysis. *J. Fish Biol.* 59, 178-189.
- Dale V.H., Beyeler S.C., 2001, Challenges in the development and the use of ecological indicators. *Ecol. Ind.* 1, 3-10.
- Denny C.M., Babcock R.C., 2004, Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biol. Cons.* 116, 119-129.
- Department of Natural Resource and Environment, 2001, Synthesis of 3 October 2001 Workshop. Evaluating the status of Victoria's marine biodiversity: Marine protected areas. [http://www.dse.vic.gov.au/web/root/domino/cm_da/nreccm.nsf/0/feedcb035d3331e9ca256d19000b0e9f/\\$FILE/WorkshopSynthesis.pdf](http://www.dse.vic.gov.au/web/root/domino/cm_da/nreccm.nsf/0/feedcb035d3331e9ca256d19000b0e9f/$FILE/WorkshopSynthesis.pdf), p. 13
- Done T.J., Reichelt R.E.L., 1998, Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: Generic goals and performance indices. *Ecol. Appl.* 8, S110-S118.
- Dufour V., Jouvenel J.-Y., Galzin R., 1995, Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living Resour.* 8, 17-25.
- Ehler C.N., 2003, Indicators to measure governance performance in integrated coastal management. *Ocean Coast. Manage.* 46, 335-345.
- Fang L.-S., 1992, A theoretical approach of estimating the productivity of artificial reef. *Acta Zool. Taiwan.* 3, 5-10.
- Francour P., 1994, Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta* 17, 309-317.
- Francour P., Harmelin J.-G., Pollard D., Sartoretto S., 2001, A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: Siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 11, 155-188.
- Fraschetti S., Terlizzi A., Micheli F., Benedetti-Cecchi L., Boero F., 2002, Marine protected areas in the Mediterranean sea: Objectives, effectiveness and monitoring. *Mar. Ecol.* 23, 190-200.
- García-Rubies A., Zabala M., 1990, Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *SCI. MAR.* 54, 317-328.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa Á., 1999, Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* 42, 1-20.
- García-Charton J.A., Williams I.D., Pérez-Ruzafa Á., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M.-S., Koukouras A., Riggio S., 2000, Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: Habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ. Cons.* 27, 159-178.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa Á., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Reñones O., Moreno D., 2004, Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144, 161-182.
- Gerber L.R., Kareiva P.M., Bascompte J., 2002, The influence of life history attributes and fishing pressure on the efficacy of marine reserves. *Biol. Cons.* 106, 11-18.
- Gerber L.R., Botsford L.W., Hastings A., Possingham H.P., Gaines S.D., Palumbi S.R., Andelman S., 2003, Population models for marine reserve design: A retrospective and prospective synthesis. *Ecol. Appl.* 13, S47-S64.
- Grimble R., Chan M.-K., 1995, Stakeholder analysis for natural resource management in developing countries. *Nat. Resour. Forum* 19, 113-124.
- Grossman G.D., Jones G.P., Seaman Jr. W.J., 1997, Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries* 22, 17-23.
- Guénette S., Lauck T., Clark C., 1998, Marine reserves: From Beverton and Holt to the present. *Rev. Fish Biol. Fish.* 8, 251-272.
- Guénette S., Pitcher T.J., 1999, An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. *Fish. Res.* 39, 295-303.
- Halpern B., 2003, The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13, S117-S137.
- Harmelin J.-G., 1999, Visual assessment of indicator fish species in Mediterranean marine protected areas. *Nat. Sicil.* 23, 83-104.
- Harmelin J.-G., 2000, Mediterranean marine protected areas: Some prominent traits and promising trends. *Environ. Cons.* 27, 104-105.
- Harmelin J.-G., Bachel F., Garcia F., 1995, Mediterranean marine reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *Mar. Ecol.* 16, 233-250.
- Harmelin J.-G., Bellan-Santini D., 1996, Assessment of biomass and production of artificial reef communities. *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, Ancona, Italy, March 1996. Southampton, UK: Southampton Oceanography Centre. pp. 305-322.
- Hockey P.A.R., Bosman A.L., 1986, Man as an intertidal predator in Transkei: Disturbance, community convergence and management of a natural food supply. *Oikos* 46, 3-14.

- Hockings M., Stolton S., Dudley N., 2000, Evaluating effectiveness: A framework for assessing the management of protected areas. IUCN World Commission on Protected Areas Best Practice Protected Area Guidelines, Series No. 6, 132 p.
- IUCN — The World Conservation Union, 1988. Resolution 17.38 of the 17th General Assembly of the IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge.
- Jameson S.C., Tupper M.H., Ridley J.M., 2002, The three screen doors: Can marine “protected” areas be effective? *Mar. Pol. Bull.* 44, 1177-1183.
- Janssen R., 1994, Multiobjective decision support for environmental management. Kluwer, Dordrecht, 248 p.
- Jensen A.C., 2002a, Artificial reefs in Europe: Perspective and future. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S3-S13.
- Jensen A.C., 2002b, The seventh international Conference on Artificial Reefs and Related Aquatic Habitats (CARAH). *ICES J. Mar. Sci.* 59, S1-S2.
- Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M., 2000, Current issues relating to artificial reefs in European seas. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial reefs in European seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 489-499.
- Jones G.P., Cole R.C., Battershill C.N., 1993, Marine Reserves: Do they work? In: NIWA (Ed.), *The Ecology of Temperate Reefs: Proceedings of the Second International Temperate Reef Symposium*, Auckland, New Zealand, pp. 29-45.
- Jouvenel J.-Y., Pollard D.A., 2001, Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northern Mediterranean Sea. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 11, 1-9.
- Kelleher G., 1996, Recent developments and announcements – A global representative system of marine protected areas. *Ocean Coast. Manag.* 32, 123-126.
- Kelleher G., Kenchington R., 1992, Guidelines for establishing marine protected areas. A marine conservation and development report. IUCN, Gland, Switzerland, 79 p.
- Konovalov S.M., 1991, Marine national parks and preservation of biological diversity. *Côtes et parcs marins de la Méditerranée - 4^e Colloque International*, 30 May - 1 June 1991, Bastia, Corse, pp. 34-39.
- Kramer D.L., Chapman M.R., 1999, Implications of fish home range size and relocation for marine reserves function. *Environ. Biol. Fish.* 55, 65-79.
- Kremen C., Razafimahatratra V., Guillery R.P., Rakotomalala J., Weiss A., Ratsisompatrarivos J.-S., 1999, Designing the Masoala National Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. *Cons. Biol.* 13, 1055-1068.
- Lasiak T., 1998, Multivariate comparisons of rocky infratidal macrofaunal assemblages from replicate exploited and non-exploited localities on the Transkei coast of South Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 167, 15-23.
- Lauck T., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R., 1998, Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecol. Appl.* 8, S72-S78.
- Lindberg W.J., 1997, Can science resolve the attraction-production issue? *Fisheries* 22, 10-13.
- Lindeman K.C., Pugliese R., Waugh G.T., Ault J.S., 2000, Developmental patterns within a multispecies reef fishery: Management applications for essential reef habitats and protected areas. *Bull. Mar. Sci.* 66, 929-956.
- Lubchenco J., Palumbi S.R., Gaines S.D., Andelman S., 2003, Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecol. Appl.*, 13, S3-S7.
- Mangel M., 2000, Trade-offs between fish habitat and fishing mortality and the role of reserves. *Bull. Mar. Sci.* 66, 663-674.
- Meinesz A., Lefevre J.R., Beurier J.-P., Boudouresque C.-F., Miniconi R., O' Neill J., 1983, Les zones marines protégées des côtes françaises de Méditerranée. *Bull. Ecol.* 14, 35-50.
- Murray S.N., Ambrose R.F., Bohnsack J.A., Botsford L.W., Carr M.H., Davis G.E., Dayton P.K., Gotshall D., Gunderson D.R., Hixon M.A., Lubchenco J., Mangel M., MacCall A., McArdle D.A., 1999, No-take reserve networks: Sustaining fishery populations and marine ecosystems. *Fisheries* 24, 11-25.
- Nakamura M., 1985, Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan. *Bull. Mar. Sci.* 37, 271-278.
- Neigel J.E., 2003, Species-area relationships and marine conservation. *Ecol. Appl.*, 13, S138-S145.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 1996, Magnuson-Stevens fishery conservation and management act, as amended through October 11, 1996, NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-23.
- Ody D., Harmelin J.-G., 1994, Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybiurn* 18, 57-70.
- Osenberg C.W., St. Mary C.M., Wilson J.A., Lindberg W.J., 2002, A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S214-S221.
- Palumbi S.R., 2002, Marine reserves. A tool for ecosystem management and conservation. Pew Oceans Commission, 2101 Wilson Boulevard, Suite 550. Arlington, Virginia 22201, 52 p.
- Pauly D., 1998, Use of Ecopath with Ecosim to evaluate strategies for sustainable exploitation of multi-species resources. *Fish. Cent. Res. Rep.* 6, 15-18.
- Pauly D., Christensen V., Guénette S., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R., Zeller D., 2002, Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.
- Pelletier D., 2001, Reflections on the Symposium “Spatial processes and management of marine populations”. In: Kruse G. H., Bez N., Booth T., Dorn M., Hills S., Lipcius R., Pelletier D., Roy C., Smith S., Witherell D. (Eds.), *Spatial processes and management of marine populations*. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks, pp. 685-694.
- Pickering H., Whitmarsh D., Jensen A., 1998, Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: Investigating the potential. *Mar. Pol. Bull.* 37, 505-514.
- Pinnegar J.K., Polunin P.V.C., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin-Vivien M.-L., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., D'Anna G., Pipitone C., 2000, Trophic cascades in benthic marine ecosystems: Lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Cons.* 27, 179-200.
- Pitcher T.J., Buchary E.A., Hutton T., 2002, Forecasting the benefits of no-take human-made reefs using spatial ecosystem simulation. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S17-S26.
- Pitcher T.J., Buchary E.A., Sumaila U.R., 2000, Spatial ecosystem simulation of no-take human-made reefs in marine protected areas: Forecasting the costs and benefits in Honk Kong. *Fish. Cent. Res. Rep.* 9, 146-170.
- Pitcher T.J., Seaman Jr. W.J., 2000, Petrarch's Principle: How protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems. *Fish. Fish.* 1, 73-81.
- Planes S., Galzin R., García-Rubies A., Goñi R., Harmelin J.-G., Le Diréach L., Lenfant P., Quetglas A., 2000, Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environ. Cons.* 27, 126-143.

- Polacheck T., 1990, Year round closed areas as a management tool. *Nat. Res. Mod.* 4, 327-354.
- Polovina J.J., 1991, Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press, pp. 153-176.
- Polovina J.J., Sakai I., 1989, Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan. *Bull. Mar. Sci.* 44, 997-1003.
- Pomeroy C., 1999, Social considerations for marine resource management: Evidence from Big Creek Ecological Reserve. *CalCOFI Rep.* 40, 118-125.
- Ramos-Esplà A.A., Guillén J.E., Bayle J.T., Sánchez-Jerez P., 2000, Artificial anti-trawling reefs off Alicante, south-eastern Iberian peninsula: Evolution of reef block and set design. In: Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M. (Eds.), *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 195-218.
- Rijnsdorp A.D., Pastoors M.A., 1995, Modelling the spatial dynamics and fisheries of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) based on tagging data. *ICES J. Mar. Sci.* 52, 963-980.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1991, Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1, 65-91.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1993, Marine reserves: Simple solutions to managing complex fisheries? *Ambio* 22, 363-368.
- Rogers C.S., Beets J., 2001, Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands. *Environ. Cons.* 28, 312-322.
- Rowley R.J., 1994, Case studies and reviews – Marine reserves in fisheries management. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 4, 233-254.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1996, Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo island, Central Philippines. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 132, 1-9.
- Russ G.R., 2002, Yet another review of marine reserve as reef fishery management tools. In Sale P.F. (Ed.), *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, San Diego, 2002, 421-443.
- Salmona P., Verardi D., 2001, The marine protected area of Portofino, Italy: A difficult balance. *Ocean Coast. Manag.* 44, 39-60.
- Samples K.C., Sproul J.T., 1985, Fish aggregating devices and open-access commercial fisheries: A theoretical inquiry. *Bull. Mar. Sci.* 34, 305-317.
- Sánchez-Lizaso J.L., Goñi R., Reñones O., García-Charton J.A., Galzin R., Bayle J.T., Sánchez-Jerez P., Pérez-Ruzafa A., Ramos A.A., 2000, Density dependence in marine protected populations: A review. *Environ. Cons.* 27, 144-158.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Erzini K., 1995a, Comparison of natural reef and artificial reef fish assemblages in Algarve waters (south Portugal). In: Secretariat, E.C. (Ed.), *International Conference on Ecological System Enhancement Technology for Aquatic Environments*. Japan International Marine Science and Technology Federation, Tokyo, Japan, pp. 210-214.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Lassère G., 1995b, A four year overview of the fish assemblages and yield on two artificial reef systems off Algarve (south Portugal). *Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium*, Southampton, UK, pp. 345-352.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Lassère G., 1996, Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: A review. *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, Ancona, Italy, pp. 18.
- Schwartz M.W., 1999, Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 30, 83-108.
- Seaman Jr. W.J., 1996, Does the level of design influence success of an artificial reef? *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, Ancona, Italy, pp. 13.
- Seaman Jr. W.J., 2002, Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evaluation. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S14-S16.
- Shafer C.L., 1999, National park and reserve planning to protect biological diversity: Some basic elements. *Landscape and Urban Plan.* 44, 123-153.
- Steimle F.W., Meier M.H., 1997, What information do artificial reef managers really want from fishery science? *Fisheries* 22, 6-8.
- St-Mary C.M.S., Osenberg C.W., Frazer T.K., Lindberg W.J., 2000, Stage structure, density dependence and the efficacy of marine reserves. *Bull. Mar. Sci.* 66, 675-690.
- Sumaila U.R., Guénette S., Alder J., Chuenpagdee R., 2000, Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 752-760.
- Tuya F.C., Soboil M.L., Kido J., 2000, An assessment of the effectiveness of marine protected areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1218-1226.
- Underwood A.J., 1981, Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Res.* 19, 513-605.
- Underwood A.J., 1992, Beyond BACI: The detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161, 145-178.
- Underwood A.J., 1993, The mechanics of spatially replicated programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Austr. J. Ecol.* 18, 99-116.
- Underwood A.J., 2003, Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 296, 49-70.
- Walters C., Pauly D., Christensen V., 1999, Ecospace: Prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2, 539-554.
- Ward T.J., Vanderklift M.A., Nicholls A.O., Kenchington R.A., 1999, Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecol. Appl.* 9, 691-698.
- Watson R., Alder J., Walters C., 2000, A dynamic mass-balance model for marine protected areas. *Fish Fish.* 1, 94-98.
- White A.T., Loke C.M., De Silva M.W.R.N., Guarín F.Y., 1990, Artificial reefs for marine habitat enhancement in Southeast Asia, Manila, Philippines. *ICLARM Educ. Ser.* 11, 45 p.
- Whitmarsh D., Pickering H., 1995, Economic appraisal of artificial reefs: Case-study. *CEMARE Res. Pap.*, 85, 9
- Whitmarsh D., Pickering H., 1997, Commercial exploitation of artificial reefs: Economic opportunities and management imperatives. *CEMARE Res. Pap.*, 115, 19
- Zalmon I.R., Novelli R., Gomes M.P., Faria V.V., 2002, Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north Rio de Janeiro. *ICES J. Mar. Sci.* 59, S83-S87.

TRANSITION

Nous venons de voir dans le chapitre précédent que toute démarche d'évaluation d'une mesure de gestion telle que les aires marines protégées ou les immersions de récifs artificiels doit être mise en relation avec les objectifs de gestion de ces mesures. Evaluer un effet ou une performance nécessite de développer des critères d'évaluation avec des seuils ou des valeurs de références qui ne peuvent être fournis qu'en relation avec ces objectifs. Les démarches d'évaluation doivent aller de pair avec des suivis des caractéristiques du système d'étude. Ces suivis permettent éventuellement de préciser les objectifs initiaux à travers les propriétés du système qu'ils révèlent. Cette précision est nécessaire car les mesures évaluées ne pourront jamais être performantes au regard d'objectifs inatteignables ou irréalistes. Ils permettent également de mettre en évidence des effets inattendus, néfastes ou positifs pour l'écosystème et d'adapter les évaluations à d'éventuels changements d'objectif.

L'efficacité d'une évaluation et l'efficience de suivis dépendent de la capacité du protocole expérimental à mesurer de manière pertinente un certain nombre de variables et à les analyser de façon adéquate pour déterminer si les objectifs sont bien atteints. Les études sur les récifs artificiels manquent cruellement de suivis appropriés et quelques fois d'une certaine rigueur dans la conception des protocoles expérimentaux. Ces structures artificielles se prêtent pourtant particulièrement bien à l'expérimentation de par les différents types de contrôle qu'elles permettent. Nous présentons dans le chapitre qui suit les étapes essentielles de la construction de protocoles expérimentaux pour l'évaluation des récifs artificiels, allant de la conception et de la planification des protocoles au choix des paramètres à mesurer et à analyser.

III. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES RÉCIFS ARTIFICIELS

1 CONCEVOIR ET PLANIFIER UNE ÉVALUATION

1.1 Evaluer la performance des récifs artificiels en tant que mesure de gestion

Les Récifs Artificiels (RA) doivent ici être perçus comme un outil de gestion de la bande côtière. Leur immersion est décidée par des maîtres d'ouvrage qui sont en Méditerranée essentiellement des collectivités locales. Jusqu'à présent, celles-ci détiennent également l'initiative du choix des types de module constituant les futurs RA et de la conception du programme d'immersion, allant de l'agencement des modules entre eux pour former un RA à l'élaboration d'un réseau de RA. Le bénéficiaire du projet en étant rarement le financeur, il n'y a pas de régulation faite par la rentabilité du projet, tant en terme financier qu'en relation avec les objectifs de gestion, qu'ils soient écologiques, halieutiques ou sociétaux. De plus, le fait que les RA ne soient pas visibles par tous les usagers de la bande côtière ne facilite pas la prise de conscience par les administrateurs locaux de la nécessité des évaluations. Ainsi, pour tout programme d'immersion, l'IFOP (Instrument Financier d'Orientation de la Pêche) impose, par une directive européenne, de réaliser des suivis scientifiques sur cinq ans des RA immergés afin d'évaluer leur performance. En effet, suite à la réalisation d'un programme d'immersion de RA, de nombreuses questions sont posées. Ces questions peuvent être directement reliées à la gestion des usages et des ressources associés ou concerner des champs plus scientifiques : quelle est la durée effective des RA ? Quels coûts et bénéfices économiques sont attendus ? Les RA vont-ils s'intégrer dans les paysages écologique, social et économique locaux sans interférer avec des usages préexistants ? Ces structures permettent-elles de faire respecter la réglementation en vigueur quant à l'interdiction des chalutages au sein de la bande des trois milles ? Des organismes vivants peuvent-ils s'installer et perdurer sur les RA, et si oui, quelles espèces peuvent-elle être prélevées par pêche ? L'exploitation de ces ressources est-elle durable ? Les RA contribuent-ils à la restauration écologique ? Peuvent-ils être utiles à la recherche ? Répondre à l'une de ces questions revient à évaluer la performance des RA quant à l'accomplissement d'un objectif souhaité. Il convient ici de préciser ce qu'est la performance d'un récif et de définir la démarche permettant une évaluation de cette dite performance. La Figure III-1 schématise la démarche menant à une évaluation de RA.

De nombreux effets des RA sont énoncés dans la littérature, mais un grand nombre de ces études présentent des lacunes, tant au niveau des protocoles d'échantillonnage que de la rigueur de l'approche et donc de la fiabilité des résultats (Santos *et al.*, 1996b ; Baine, 2001). La démarche proposée n'est bien sûr pas rigide mais tend à fournir un canevas pour la réalisation de protocoles rigoureux d'évaluation. La recherche sur les RA est en plein développement et il

devient nécessaire de pouvoir comparer de manière consistante différentes recherches conduites sur de telles structures et de pouvoir réaliser des études holistiques et synthétiques (Jensen & Collins, 1995 ; Ardizzone *et al.*, 1996b ; Jensen *et al.*, 2000 ; Jensen, 2002b ; Seaman, 2002). En s'inspirant de la structure proposée par Seaman (2000), nous considérons successivement les évaluations physique et biologique des RA. Ensuite, nous présentons quelques suivis de RA en Méditerranée française occidentale (Collart & Charbonnel, 1998 ; Charbonnel *et al.*, 2001 ; Dutrieux *et al.*, 2002), à titre d'exemple et pour montrer, le cas échéant, de quelle manière les protocoles usuellement entrepris peuvent être améliorés. Mais avant tout, il est important de remarquer que la performance d'un RA dépend entièrement de l'objectif pour lequel il a été mis en place et dans le meilleur des cas, conçu. Ces objectifs déterminent les critères de succès et le type de suivi à mettre en place pour les évaluer.

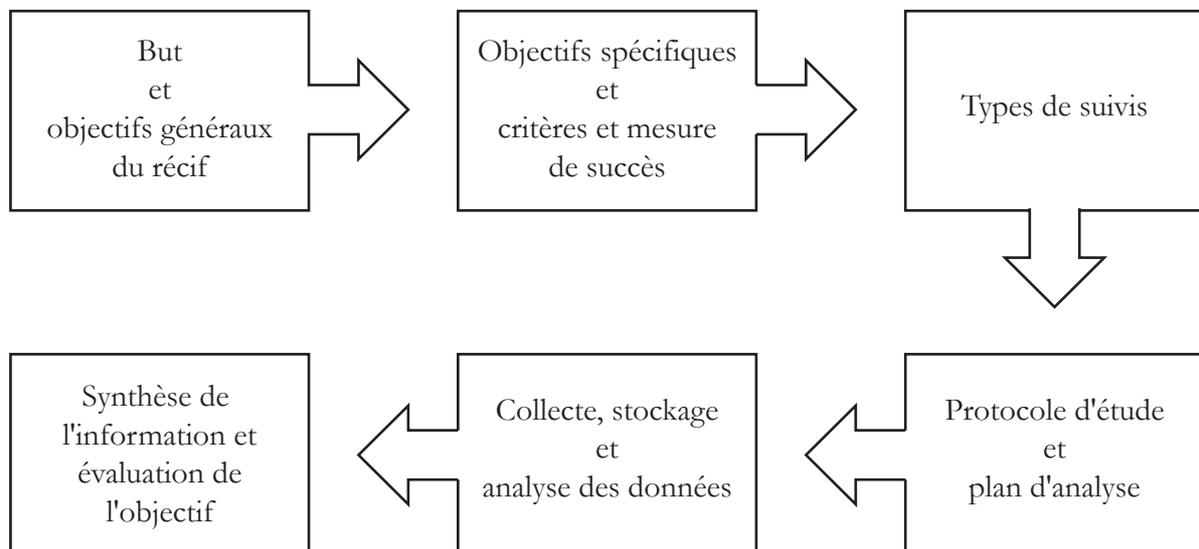


Figure III-1 : Démarche de l'évaluation de la performance de récifs artificiels (à partir de Seaman & Jensen, 2000).

1.2 Des objectifs des récifs artificiels au choix de l'étude à réaliser pour évaluer leur performance

1.2.1 Les objectifs de gestion des récifs artificiels et les critères de succès

Le but d'une évaluation est de collecter les informations nécessaires pour déterminer si le récif atteint effectivement les objectifs qui lui ont été assignés. Pour ce faire, les objectifs doivent être reliés à des variables mesurables, ou à des métriques calculées à partir de ces variables, qui peuvent constituer des indicateurs de suivi. L'objectif est atteint si ces indicateurs correspondent à un critère prédéfini ou atteignent un niveau préalablement souhaité. Une évaluation scientifiquement rigoureuse de la capacité d'un RA à atteindre les objectifs pour lesquels a eu lieu

l'immersion nécessite une compréhension préalable de ces objectifs (Miller, 2002 ; Claudet & Pelletier, 2004). Concevoir un protocole de suivi pour l'évaluation d'un RA nécessite donc de regrouper (i) les objectifs spécifiques du récif et (ii) les caractéristiques ou critères qui doivent être mesurés et analysés pour déterminer le degré de succès du RA quant à l'accomplissement de chaque objectif spécifique. Un RA peut avoir plusieurs objectifs mais à chaque objectif doit être relié à un (ou plusieurs) critère(s) de succès.

Les objectifs de l'immersion de RA sont le plus souvent liés à la protection des habitats (Polovina, 1991 ; Guillén *et al.*, 1994 ; Pickering *et al.*, 1998 ; Ramos-Esplà *et al.*, 2000), au développement des pêcheries (Nakamura, 1985 ; Samples & Sproul, 1985 ; Polovina, 1991 ; Bohnsack *et al.*, 1994), à la rentabilité économique (Whitmarsh & Pickering, 1995, 1997), à la conservation de la biodiversité ou la connaissance écologique, en particulier des processus de colonisation d'un habitat vierge (Bohnsack & Sutherland, 1985 ; Ardizzone *et al.*, 1996b ; Barnabé *et al.*, 2000). La gamme d'objectifs attendus peut être énumérée comme suit :

- réduction des impacts néfastes sur les habitats existants à travers l'exclusion des chaluts et restauration des habitats dégradés ;
- assurance de profits économiques, à travers les activités de pêche ou de plaisance ;
- accroissement des pratiques de pêche peu coûteuses, en réduisant les coûts de déplacement pour la flotte côtière ;
- réduction de conflits entre usagers, en particulier entre les flottes côtières et hauturières ;
- augmentation de la biomasse, en fournissant des abris contre la pêche ;
- augmentation de la diversité faunistique, en fournissant de nouveaux habitats ;
- amélioration de la connaissance sur les processus de colonisation.

Pour Bohnsack et Sutherland (1985) et Bohnsack *et al.* (1994), le but premier des RA est de permettre la durabilité des pêcheries. L'engouement pour l'immersion de RA en Languedoc-Roussillon, outre le fait qu'il y ait indéniablement un effet de mode, de commune à commune, est de faire respecter la législation concernant l'interdiction des chalutages en zone côtière et de permettre d'autre part la pérennité des emplois liés à la pêche artisanale (Duclerc *et al.*, 1985 ; Pary, 2000). En revanche, en plus des raisons halieutiques, en Australie ou aux Etats-Unis, les RA sont immergés pour des usages récréatifs tels que la plongée sous-marine (Murray & Betz, 1994 ; Murray *et al.*, 1999 ; Ditton *et al.*, 2002), tandis qu'au Royaume-Uni ils le sont également pour limiter l'érosion des côtes (Collins *et al.*, 1994). Les objectifs de soutien aux pêcheries locales artisanales se retrouvent en Inde et aux Philippines (White *et al.*, 1990 ; d'Cruz *et al.*, 1994). Les critères de succès éventuel seront développés dans les deux sections suivantes mais les aspects

sociétaux et économiques (hors pêche) ne seront pas abordés, bien qu'ils aient une importance réelle.

D'autres caractéristiques des RA ne sont que rarement considérées dans la littérature. Les effets éventuels sur les communautés benthiques des sédiments meubles alentours ne sont que très peu reliés de manière directe aux objectifs halieutiques et économiques, voire même écologiques. Ces effets, s'ils existent, se traduisent par des augmentations ou des diminutions de densité selon les espèces, mais ne sont toujours que très limités autour des RA (Ambrose & Anderson, 1990 ; Danovaro *et al.*, 2002 ; Fabi *et al.*, 2002), pouvant cependant avoir une influence sur les transferts de production secondaire et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs. De récentes études se consacrent à l'étude de structures non initialement destinées à constituer des récifs artificiels mais qui le sont de facto, comme des brise-lames (Guidetti *et al.*, 2005), des épis anti-érosion (Pinn *et al.*, 2005), ou des marinas (Bulleri & Chapman, 2004).

1.2.2 Les objectifs de l'évaluation

Il ne faut pas confondre les objectifs des RA (ceux pour lesquels ils ont été immergés) avec ceux de l'évaluation. En effet, en plus de spécifier les objectifs du récif, il est nécessaire, lors de la planification de l'étude, de développer les objectifs de l'étude elle-même en identifiant lequel des objectifs spécifiques du récif doit être examiné par un suivi particulier. Les buts d'une telle étude peuvent également chercher à analyser et évaluer le succès de différents objectifs d'un même récif. Or, ces objectifs peuvent être contradictoires (*e.g.* des conflits peuvent émerger à vouloir favoriser à la fois la pêche artisanale, la pêche de plaisance et la plongée sous-marine sur une même structure artificielle). C'est pourquoi quand un RA ou un réseau de RA à évaluer ont plusieurs objectifs, il est préférable de réaliser une hiérarchisation des objectifs des RA afin de déterminer les objectifs prioritaires de la démarche d'évaluation. Bien que cela soit très rarement le cas, il est souhaitable que cette hiérarchisation soit réalisée de concert entre les administrateurs du projet, les gestionnaires et les différents usagers, présents ou futurs (Claudet & Pelletier, 2004). Outre le Languedoc-Roussillon, où la demande d'immersion se fait souvent à travers les prud'homies de pêche, des exemples existent où les pêcheurs ont été impliqués dans les programmes de RA (Chou *et al.*, 2002). Il existe des projets comme au Royaume-Uni où tous les types d'usagers sont inclus dans le processus de décision (Sayer & Wilding, 2002). Ce type de démarche, bien qu'elle puisse sembler lourde à mettre en place, peut s'avérer fort utile car, par exemple, l'immersion des premiers RA du golfe d'Aigues-Mortes a pris 12 ans avant de débiter effectivement, et ce pour cause de conflits entre riverains.

Lorsque l'évaluation fait partie intégrante du programme d'immersion (comme c'est maintenant nécessairement le cas en Europe à travers les fonds IFOP), protéger un certain

nombre de RA de la zone, identiques en tout points à ceux qui seront exploités, serait un atout majeur dont pourrait profiter le processus d'évaluation. Ils fournissent de très bons points de référence pour évaluer l'impact de la pêche sur les assemblages associés aux RA ainsi que leur capacité à développer de la biomasse exploitable.

1.2.3 Les différents types de suivi de la démarche d'évaluation

Seuls des suivis des RA permettent de valider si le ou les objectifs pour lesquels ils ont été immergés sont réellement atteints et de vérifier en parallèle l'absence d'effets néfastes. Outre ce rôle direct dans le processus d'évaluation, l'information ainsi produite peut être à la base de nouvelles orientations du programme, tant en terme d'objectifs et de réglementation que de nouvelles immersions.

En raison des limites de budget, en personnel et en temps disponible pour l'évaluation de la performance des RA, il est nécessaire de réaliser les mesures les plus adaptées avec un effort d'échantillonnage adéquat. De nombreux auteurs ont discuté des données nécessaires pour évaluer des RA en relation avec certains types d'objectifs (*e.g.* Bohnsack & Sutherland, 1985, pour une synthèse). Ce sont les objectifs de l'évaluation qui fixent le type de suivi à réaliser et les champs scientifiques nécessaires à une telle étude.

On peut ici définir trois approches basées sur une progression nécessitant des besoins croissants en effort d'échantillonnage et en analyse de données (Seaman & Jensen, 2000) (voir aussi Eberhardt & Thomas, 1991, pour une classification plus exhaustive des différents types d'études environnementales incluant les trois types d'approches traitées présentement). Une étude purement descriptive (approche de type I) permet d'obtenir une image instantanée d'une ou de plusieurs caractéristiques du RA et ne nécessite pas de méthodes complexes de collecte de données ou d'analyses statistiques. Une approche analytique et comparative (approche de type II) permet la comparaison de certaines caractéristiques. Elle nécessite des analyses plus poussées, incluant des comparaisons dans le temps et dans l'espace. Enfin, pour des analyses visant à établir des relations entre différents processus ou à réaliser des prédictions (approche de type III), des liens de causalité sont explorés, nécessitant des investigations et des analyses de données plus poussées. Précisons de manière générale le contenu de ces approches.

1.2.3.1 Approche descriptive (type I)

C'est à ce niveau que l'information première concernant un RA est collectée. Cette évaluation descriptive des caractéristiques d'un RA se décompose en trois étapes :

Tableau III-1 : Type d'information à collecter pour les différents types de suivi, en relation avec les questions posées pour l'évaluation (modifié à partir de Sheng, 2000).

TYPE I : DESCRIPTIONS	
Type I-A : Suivis avant l'immersion	
<i>Questions posées</i>	<i>Mesures à réaliser pour y répondre</i>
Les caractéristiques du site sont-elles adaptées pour l'immersion de RA ?	<ul style="list-style-type: none"> - Profondeur - Marée éventuelle - Courants à différentes profondeurs - Période et hauteur de la houle - Visibilité - Composition, densité, fractions de taille et potentiel redox du sédiment
Type I-B : Suivis immédiatement après l'immersion	
Les caractéristiques du RA ou du réseau de RA immergé correspondent-elles à celles prévues ?	<ul style="list-style-type: none"> - Mesures des caractéristiques de localité et de condition des récifs en plongée sous-marine (<i>e.g.</i> ensablement, envasement)
Type I-C : Suivis ponctuels	
Le RA est-il toujours présent ?	<ul style="list-style-type: none"> - Mêmes mesures que pour les types I-A et -B
Son emplacement ou la position des modules a-t-elle été modifiée (courants/chalutages) ?	<ul style="list-style-type: none"> - Abondance, totale et par espèce - Structure de taille
Peut-il remplir sa fonction de protection ?	<ul style="list-style-type: none"> - Biomasse
Quelles sont la faune et la flore associées au RA et à l'environnement naturel adjacent ?	<ul style="list-style-type: none"> - Maturité sexuelle - Richesse
Quelle est la structure des assemblages ?	<ul style="list-style-type: none"> - Indices de diversité
Quelle peut être la productivité du RA ?	<ul style="list-style-type: none"> - Présence/absence
TYPE II : COMPARAISONS	
Le RA remplit-il les objectifs fixés ?	<ul style="list-style-type: none"> - Mêmes mesures que pour les types I-A et -B
De quelle manière le RA affecte-t-il les processus physiques locaux ou à plus grande échelle ?	<ul style="list-style-type: none"> - Salinité à différentes profondeurs - Température à différentes profondeurs - Turbidité à différentes profondeurs
De quelle manière les processus physiques et biologiques diffèrent-ils entre deux sites ?	<ul style="list-style-type: none"> - Courantologie à différentes profondeurs - Luminosité à différentes profondeurs
La performance de RA proches diffère-t-elle, et si oui, pourquoi ?	<ul style="list-style-type: none"> - Abondance, totale et par espèce - Structure de taille
Quels sont les organismes associés de manière permanente au RA ?	<ul style="list-style-type: none"> - Biomasse - Maturité sexuelle
Quelle est la capturabilité des espèces à valeur commerciale présentes ?	<ul style="list-style-type: none"> - Richesse - Indices de diversité - CPUE
TYPE III : INTEGRATIONS	
De quelle manière les processus physiques interagissent-ils avec les processus biologiques au niveau du site de RA ?	<ul style="list-style-type: none"> - Mêmes mesures que pour le type II - Modélisations mathématiques
Ce site est-il effectivement plus adapté que d'autres dans la même aire géographique ?	
Les caractéristiques du RA peuvent-elles être modifiées pour maximiser sa performance ?	

Les suivis avant l'immersion (type I-A). Les personnes visant à établir des RA (administrateurs, gestionnaires, ou scientifiques) devraient être responsables de la bonne sélection du site d'immersion. Ceci peut être fait par un suivi avant l'immersion des sites potentiels afin de choisir le plus approprié par l'intermédiaire d'une collecte de données adéquates (Tableau III-1). Ces données doivent être collectées sur des périodes de temps suffisamment étendues afin de permettre d'évaluer la variabilité temporelle du système. La variabilité spatiale doit être quantifiée si plusieurs sites d'une même localité peuvent être choisis.

Les suivis immédiatement après l'immersion (type I-B). Ils permettent de décrire les conditions et l'évolution des caractéristiques physiques et biologiques des RA immédiatement après leur immersion (Tableau III-1). Si le premier type de suivi (I-A) n'a pu être mis en œuvre, il est indispensable de réaliser une étude aussitôt après l'immersion du RA (type I-B) (Branden *et al.*, 1994). Ces données pourront servir en cas d'effet négatif visible sur le récif (*e.g.* ensablement) afin d'en déterminer la cause. Il est important de pouvoir prendre ces mesures en différents points de la structure verticale du RA. Ces suivis doivent être répliqués de manière rapprochée dans le temps.

Les suivis à long terme (type I-C). Il convient ici de suivre régulièrement toutes les variables pertinentes (Tableau III-1) de l'évolution du récif. Le pas de temps entre ces suivis peut être plus espacé que pour les suivis immédiatement après l'immersion. Cette approche permet de vérifier si le récif a bien été immergé comme initialement proposé et de déterminer les caractéristiques du récif. Toutes les disciplines peuvent ici être utiles : ingénierie pour déterminer le positionnement et l'espacement entre les matériaux immergés ; la biologie et l'écologie pour identifier les premières espèces colonisatrices de poissons, de végétaux et d'invertébrés ; et l'économie et la sociologie pour décrire les premiers usages faits de ce récif. Une telle étude est brève et peut n'être que qualitative et constitue une image instantanée du RA. Mais il est préférable qu'elle soit quantitative et répétée dans le temps afin de s'intégrer dans une série à long terme et devenir un élément d'une approche de type II. D'un point de vue biologique, ce niveau d'information correspond à une description des assemblages. Cela inclut aussi bien une description statistique des variables observées (*e.g.* abondances, tailles) que des paramètres synthétiques des peuplements présents (*e.g.* richesse, diversité).

1.2.3.2 Approche comparative (type II)

Cette approche est bien adaptée à l'évaluation de la performance des RA par rapport aux objectifs fixés (Tableau III-1). Elle est particulièrement adaptée pour déterminer la structuration du récif, que ce soit en termes physiques (*e.g.* modification de la courantologie due aux unités récifales) ou pour étudier le système écologique présent sur le récif ou en périphérie (White *et al.*,

1990 ; Polovina, 1991 ; Johnson *et al.*, 1994 ; Pondella II & Stephens, 1994 ; Stephens *et al.*, 1994 ; Ardizzone *et al.*, 1996a ; Santos *et al.*, 1996a ; Carr & Hixon, 1997 ; Santos & Monteiro, 1997, 1998 ; Rilov & Benayahu, 2000 ; Pondella II *et al.*, 2002 ; Relini *et al.*, 2002a ; Relini *et al.*, 2002b ; Zalmon *et al.*, 2002). Une telle approche permet l'analyse des assemblages présents sur le récif, de leur structuration et de leur évolution. Ce second niveau d'information permet de réaliser des comparaisons spatiales et/ou temporelles des assemblages faunistiques ou des caractéristiques physiques entre des RA entre eux, ou entre des récifs artificiels et naturels. Cette approche permet également de déterminer les intérêts présents des usagers (Murray & Betz, 1994 ; Whitmarsh & Pickering, 1995, 1997 ; Pickering *et al.*, 1998) et ainsi d'évaluer les différents usages pouvant entrer en compétition (*e.g.* pêche artisanale vs. pêche de plaisance vs. plongée sous-marine).

Pour répondre à cette problématique il est nécessaire de conduire une étude à différents moments dans la période suivant l'immersion du RA. Une telle étude à long terme permet de suivre l'évolution du récif. La périodicité des suivis pour une telle évaluation est à choisir par l'expérimentateur mais ne doit pas dépasser l'année. Idéalement, les suivis permettront de prendre en compte la variabilité saisonnière. Un effort d'échantillonnage et des techniques statistiques d'analyse plus poussés sont nécessaires en comparaison d'une approche descriptive.

1.2.3.3 Approche intégrative (type III)

Les études sur les liens de causalité ont pour but d'analyser les relations au sein des communautés biotiques et entre ces communautés et l'environnement adjacent (Tableau III-1). Contrairement à l'approche analytique précédente, qui se focalise sur l'évolution structurale du récif lui-même, ce niveau d'analyse permet de décrire la manière dont le récif interagit avec son environnement et de comparer son fonctionnement à celui d'autres RA ou d'autres types d'habitat ou même avec des techniques alternatives de gestion des pêches (Diamant *et al.*, 1986 ; Polovina & Sakai, 1989 ; Ambrose & Anderson, 1990 ; Bohnsack *et al.*, 1994 ; Bombace *et al.*, 1994 ; d'Cruz *et al.*, 1994 ; Fabi & Fiorentini, 1994 ; Santos *et al.*, 1995 ; Badalamenti *et al.*, 2002 ; Danovaro *et al.*, 2002 ; Fabi *et al.*, 2002 ; Godoy *et al.*, 2002 ; Sánchez-Jerez *et al.*, 2002 ; Wilding & Sayer, 2002a ; D'Anna *et al.*, 2004 ; Perkol-Finkel & Benayahu, 2005). Cette approche permet également de prédire l'évolution d'une ou de plusieurs caractéristiques du récif ou des assemblages écologiques qui lui sont associés (Pitcher *et al.*, 2000 ; Osenberg *et al.*, 2002 ; Pitcher *et al.*, 2002). Ces prédictions sont obtenues par des modélisations mathématiques. La plupart du temps, pour bien calibrer le modèle, une importante quantité de données est requise. D'un point de vue biologique et écologique, ce troisième niveau d'information permet de déterminer l'influence de facteurs environnementaux sur les estimateurs faunistiques. Si une relation claire

entre les variations de certains descripteurs faunistiques et un ou plusieurs facteurs est révélée, les futures conceptions, constructions et immersions de RA pourront bénéficier de cette information (Seaman, 1996) et être optimisées en fonction des objectifs pour lesquels le RA est pensé.

La périodicité des suivis peut être la même que pour les évaluations de type II mais le protocole doit ici prendre en compte la variabilité spatiale et plusieurs récifs doivent être suivis de la même façon et idéalement, au même moment. Ces types d'étude requièrent de plus forts investissements en temps, en personnel et en ressources financières que les deux approches précédentes.

1.3 Elaboration du protocole d'évaluation

1.3.1 Choix du type d'information à collecter

Trois des étapes les plus cruciales dans le processus de construction du protocole d'évaluation consistent (i) à choisir les variables ou métriques à mesurer (Tableau III-1), (ii) à définir les méthodes de mesure ou d'échantillonnage à utiliser et (iii) à relier ces caractéristiques échantillonnées aux objectifs du récif par l'intermédiaire des critères de succès. Si cette liaison ne peut être faite durant cette phase de préparation, ce serait une perte de temps que de mesurer, collecter et analyser de telles données.

Formaliser les objectifs de l'étude aide à choisir quelles données sont critiques pour l'évaluation ; de même, développer les plans d'analyses statistiques avant l'échantillonnage permet d'identifier clairement ce dont il sera nécessaire. Une fois que l'on a déterminé ce qu'il est préférable de mesurer, la réflexion doit être placée sur le choix du protocole d'échantillonnage : les périodes et les dates d'échantillonnage, les sites d'échantillonnage, l'organisation ou non de l'échantillonnage en différentes strates ou niveaux hiérarchiques, la technique d'observation et le nombre d'échantillons. Ces choix doivent être spécifiques aux récifs étudiés et aux objectifs qui leur sont assignés. Le choix adéquat des échelles d'échantillonnage assure que le protocole d'échantillonnage soit suffisamment robuste pour une évaluation effective de réponses non anticipées.

1.3.2 Structure temporelle du protocole d'évaluation

La variabilité temporelle du système étudié et les limitations de ressources disponibles pour l'échantillonnage sont des facteurs déterminants pour le choix de la période et de la fréquence des prélèvements. Ce choix dépend aussi du type d'approche envisagée (I, II ou III) et des hypothèses à tester. Nous prenons le parti de ne pas proposer de fréquences d'échantillonnage standardisées car elles dépendent de chaque cas et doivent notamment

incorporer la variabilité temporelle des systèmes d'étude. Il est cependant judicieux que ces fréquences soient plus grandes (*i.e.* que les échantillonnages soient plus rapprochés) dans la période suivant l'immersion, que ce soit pour l'évaluation des caractéristiques physiques ou biologique du RA, en raison de la rapide évolution que connaissent ces caractéristique durant cette période. La fréquence d'échantillonnage doit toujours être inférieure à l'échelle de la variabilité d'intérêt (*e.g.* si l'on s'intéresse à la variabilité inter-saisonnière, il faut nécessairement échantillonner plusieurs fois au sein de chaque saison).

Les échelles de temps de l'échantillonnage doivent être compatibles avec les taux de renouvellement et les cycles de vie des espèces considérées. Les communautés et les populations biologiques évoluent au cours du temps au sein d'un RA. Les variations diurnes de la composition des assemblages de poissons et des abondances des espèces sont importantes (Santos *et al.*, 2002). Il est reconnu que la succession d'espèces colonisatrices est plus rapide durant la période suivant l'immersion du récif que plusieurs années après. De plus, différents auteurs (Relini *et al.*, 2002b ; Perkol-Finkel & Benayahu, 2004) ont démontré qu'après dix ans de suivi d'un RA, les communautés présentes n'avaient toujours pas atteint un équilibre. C'est pourquoi, les suivis de cinq ans préconisés par les directives IFOP (Pary, 2004) nous semblent quelque peu limités dans le temps.

Les RA sont le plus souvent positionnés dans des zones côtières et sont donc sujets aux changements saisonniers de la température, de la salinité et de la clarté de l'eau. Les facteurs pouvant avoir une influence sur l'échantillonnage sont l'heure de la journée, la saison et l'année. Quelque soit le nombre de fois où les assemblages doivent être échantillonnés et l'intervalle de temps entre les différents prélèvements, s'il est souhaité que l'échantillonnage ne coïncide pas avec une quelconque structure cyclique au sein d'une population, il est recommandé de choisir des horaires aléatoires et non réguliers (Underwood, 1981, 1994). Pour comparer des RA entre différentes localités, il est important de réaliser les suivis pendant la même saison. Par contre, il est préférable de réaliser des suivis sur toutes les saisons pour appréhender les variations saisonnières de la structure des assemblages. S'il n'y a pas de réplication au sein des saisons, les comparaisons inter-saisonnières sont confondues avec des changements à plus court terme au sein des saisons. Des réplicats à une seule date pour chaque saison sont des échantillons répliqués dans l'espace et n'estiment pas les fluctuations de chaque saison (Underwood, 1981). Des réplications à courte échelle de temps sont toujours nécessaires pour démontrer que les tendances temporelles ne sont pas causées par des fluctuations à plus court terme, mais ces réplications ne doivent pas non plus être trop rapprochées afin de maintenir l'indépendance des données. De nombreux suivis des RA n'échantillonnent les espèces présentes qu'autour du milieu de journée et lors d'une seule saison, souvent en été car les conditions météorologiques sont plus favorables

qu'aux autres saisons. Cependant, le choix des échelles temporelles d'échantillonnage des populations présentes sur les RA doit toujours être mis en relation avec les objectifs de l'évaluation. Si le but de l'étude est d'évaluer la performance des RA à augmenter ou maintenir les captures de la pêche artisanale, il faut avoir à l'esprit que les pêcheurs pêchent tout au long de l'année et essentiellement la nuit.

1.3.3 Configuration spatiale du protocole d'évaluation

Le choix de la localité et de la superficie de la zone à échantillonner dépend essentiellement des variables mesurées et de leur variabilité spatiale. Un grand nombre de variables au niveau des RA, comme les caractéristiques physiques et biologiques (*e.g.* les abondances d'espèces associées), ont des valeurs qui peuvent changer fortement selon la distance du récif à laquelle elles sont mesurées ou même selon le niveau vertical de la structure auquel elles sont observées. Il convient donc de réaliser si possible des mesures à différentes distances du RA, mais nécessairement à différentes profondeurs au niveau d'une même structure afin d'estimer la variabilité intra-récif.

Il faut aussi choisir entre une procédure de sélection aléatoire ou systématique (*i.e.* non aléatoire) des unités d'échantillonnage. D'une manière générale, pour un faible effort d'échantillonnage, une procédure de sélection aléatoire permet de mieux connaître la distribution statistique sous-jacente des estimateurs. Si la variabilité spatiale est grande, une procédure systématique permet de contrôler un plus grand nombre de paramètres (*e.g.* profondeur, dimensions et complexité des récifs), elle est donc plus appropriée. Des échantillonnages systématiques sont très bien adaptés pour étudier une structure spatiale ou pour collecter de l'information pour un Système d'Information Géographique (SIG). Cependant, les procédures systématiques conduisent souvent à produire des échantillons qui ne sont pas strictement indépendants, rendant ainsi difficile la réalisation d'un grand nombre d'analyses statistiques. Une autre façon d'évaluer de manière efficace une structure spatialisée est de réaliser un protocole stratifié et/ou hiérarchique. Une unité d'échantillonnage, systématique, constitue une strate d'où sont collectées de manière aléatoire des unités de mesures ou réplicats. Un protocole hiérarchique à plusieurs niveaux permet d'étudier les différentes échelles spatiales de variation et d'améliorer d'éventuels suivis futurs concentrés sur l'échelle spatiale d'intérêt et donc moins lourds à mettre en place et surtout moins coûteux. Toutes ces considérations sont aussi bien applicables à des mesures biologiques ou physiques.

Le choix des échelles spatiales est directement relié à la question posée. Dans les cas d'une évaluation biologique, l'échelle spatiale est liée à l'aire de répartition des peuplements du ou des RA et à la dispersion et diffusion des populations échantillonnées. Pour certaines études, le RA

peut être partitionné en plusieurs strates spatiales correspondant par exemple au type d'habitat. De plus, la variabilité des peuplements est très élevée d'un RA à l'autre, même au niveau d'un même complexe de RA ; il convient donc de pouvoir suivre un grand nombre de RA afin que les conclusions des suivis ne se bornent pas uniquement à une seule de ces structures.

1.3.4 Unités d'échantillonnage et tests statistiques

Il est important, lorsque l'on veut comparer l'effet de différents niveaux d'un même facteur, de pouvoir s'affranchir de la confusion possible avec d'autres facteurs. Ceci peut être réalisé : soit par manipulation de l'expérimentation (Potts & Hulbert, 1994), soit en choisissant des unités d'échantillonnage soumises au même traitement du facteur dont on souhaite s'affranchir, soit en incorporant dans l'analyse tous les facteurs pouvant interagir entre eux (Underwood, 1981). Pour chaque facteur expérimental d'une étude comparative, des hypothèses nulle et alternative doivent être clairement formulées, si possible de manière quantitative.

Les facteurs peuvent être imbriqués ou croisés, fixes ou aléatoires, selon les hypothèses considérées. Ce phénomène a deux conséquences directes (Underwood, 1981) : (i) la nature (*i.e.* imbriquée ou croisée) et le type (*i.e.* fixe ou aléatoire) des facteurs expérimentaux doivent être identifiés dès le début de la conception du protocole expérimental, avant l'échantillonnage, afin d'éviter des erreurs lors de la collecte des données, de leur analyse ou de leur interprétation ; (ii) planifier la collecte de données en fonction de la nature de ces facteurs et de l'objectif de l'analyse permet d'augmenter la précision des estimations et donc la puissance des tests.

Dans une étude comparative, les combinaisons de niveaux des facteurs doivent être répliqués. Ces répliqués doivent être collectés indépendamment les uns des autres. L'indépendance peut être garantie par un échantillonnage aléatoire avec plusieurs échantillons collectés pour chaque combinaison de niveaux de traitement expérimental (Underwood, 1981). L'utilité de répliqués pour chaque traitement d'un facteur est de minimiser la variance des estimateurs des effets correspondants. De plus, l'information à propos de l'hétérogénéité des variances entre les répliqués est une information utile qui permet de développer de meilleures hypothèses et expérimentations. En effet, elle renseigne sur la variabilité intrinsèque du système ou permet d'identifier d'autres sources possibles de variabilité.

La réplication d'unités d'échantillonnage ou de mesures peut aussi bien être temporelle que spatiale. En raison de son effet direct sur les ressources disponibles pour l'étude, le choix du nombre de strates et d'unités d'échantillonnage doit être fait précautionneusement. Aussi, ce nombre d'unités mesurées est directement proportionnel à la précision des estimateurs finaux et à la résolution des comparaisons réalisées. Les objectifs de précision pour les valeurs à estimer doivent être définis durant la phase de préparation de l'étude. Ce sont ces objectifs de précision

qui déterminent le nombre d'unités d'échantillonnage. Le théorème central limite ou des analyses de puissance statistique *a priori* permettent de déterminer la taille adéquate du nombre d'unités d'échantillonnage nécessaires pour atteindre le niveau de précision souhaité (cf. Chapitre VI). De telles méthodes nécessitent une estimation de la variance de la métrique mesurée ; celle-ci peut être obtenue par une étude antérieure ou par l'intermédiaire d'une étude pilote. La puissance statistique doit être suffisante pour détecter les effets considérés s'ils existent mais ne pas nécessiter un échantillonnage trop coûteux et qui n'améliorerait que marginalement cette puissance (Carey & Keough, 2002).

Lors d'un protocole impliquant un facteur imbriqué dans un autre, augmenter le nombre d'unités d'observation n'augmente pas le nombre de degrés de liberté, donc la puissance des tests, contrairement à augmenter le nombre de niveau du facteur imbriqué. Prenons l'exemple d'un protocole expérimental présentant trois facteurs (Figure III-2-A). Le premier facteur est un facteur temporel, correspondant aux quatre saisons, appelons-le Saison. Le second facteur, disons Localité, est un facteur spatial à deux niveaux, croisé avec le facteur Saison (*i.e.* pour chaque saison, les deux mêmes localités sont échantillonnées). Afin d'étudier plus précisément les échelles de variabilité spatiale, nous prévoyons un troisième facteur spatial, appelé Site, qui présente deux niveaux imbriqués dans chaque niveau du facteur Localité (*i.e.* les sites, en tant qu'unités spatiales, ne peuvent être les mêmes dans deux localités différentes et sont donc spécifiques à chaque localité). Dans chaque site, quatre récifs sont échantillonnés. Ce protocole présente donc un total de 16 unités d'observation par saison. Un protocole qui ne serait non plus constitué par deux sites par localités mais par quatre sites, avec seulement deux récifs par site, soit également un total de 16 unités d'observation par saison (Figure III-2-B) représente le même effort d'échantillonnage que le précédent mais est pourtant plus puissant, donc plus à même de détecter les effets des différents facteurs étudiés.

Les tests d'hypothèses sont les méthodes statistiques pour comparer les estimateurs des caractéristiques d'intérêt au travers des différents niveaux d'un ou de plusieurs facteurs expérimentaux. De nombreux tests existent et doivent être choisis en fonction des questions étudiées. Il faut également rappeler ici que la grande majorité des tests statistiques reposent sur des hypothèses concernant les distributions de probabilités des observations. Pour un même effet à mettre en évidence, différents tests ont différentes puissances statistiques et ont donc des chances inégales de détecter l'effet souhaité. Il convient donc de choisir consciencieusement les tests employés pour tester l'hypothèse nulle du protocole expérimental. Les analyses de variance ou de régression sur des modèles linéaires sont les techniques les plus adaptées lorsque le protocole présente plus d'un facteur expérimental.

FACTEURS :

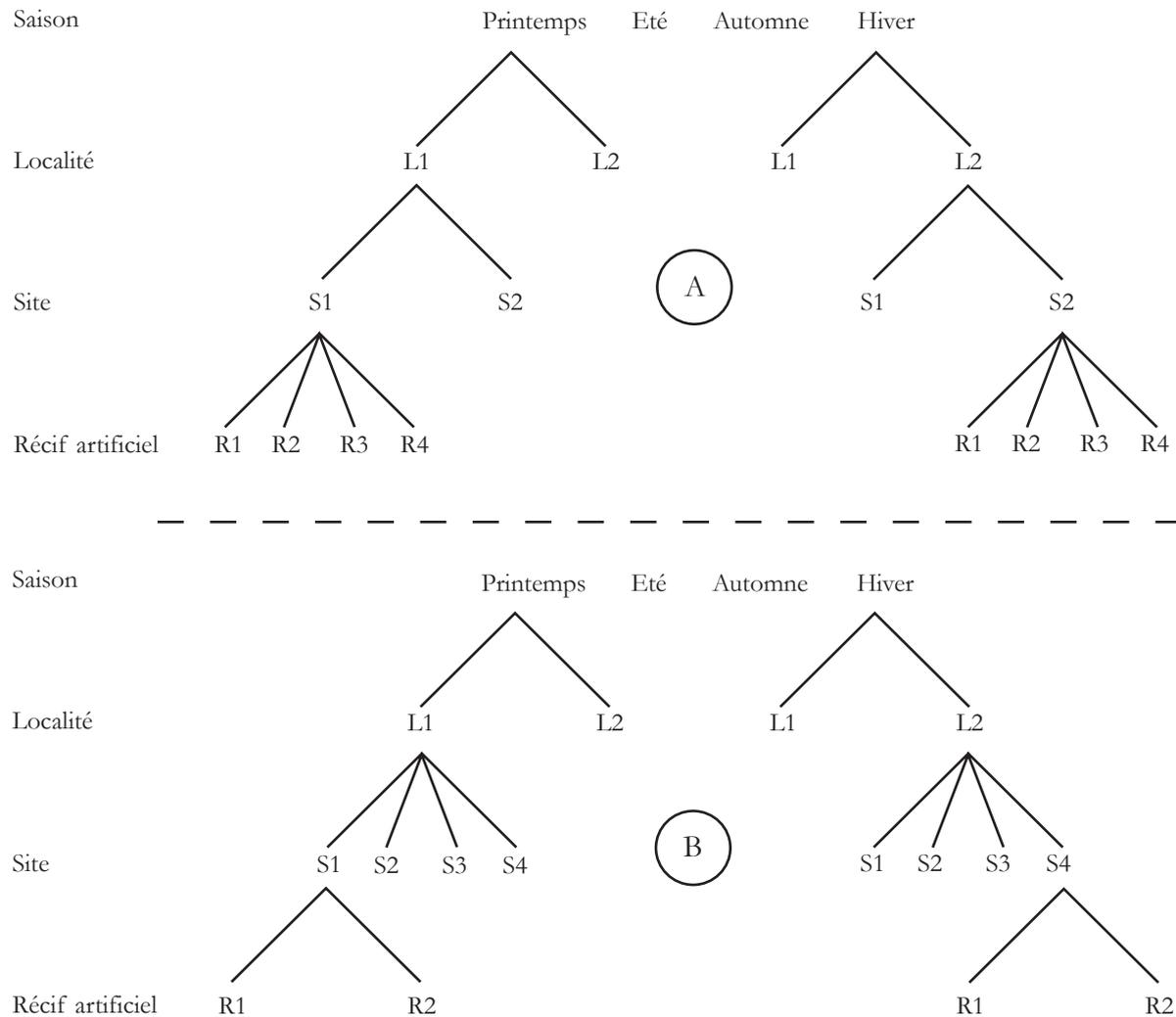


Figure III-2 : Deux types de protocole expérimental présentant le même nombre d'échantillons mais des puissances statistiques différentes. A, cas avec deux sites par localité et quatre récifs artificiels échantillonnés par site. B, cas avec quatre sites par localité et deux récifs artificiels échantillonnés par site. Voir explications dans le texte.

Une fois que les facteurs à tester sont choisis et que les hypothèses sont formulées, la puissance statistique des tests peut être optimisée en choisissant de manière appropriée le protocole d'échantillonnage le plus adéquat (cf. Chapitre VI).

1.3.5 Gestion et analyse des données

Il est important de disposer de formulaires de données standardisés, avec le niveau de précision souhaité, pour les suivis à long terme, surtout si les observateurs ne sont pas les mêmes d'une période à l'autre. Stocker les données dans un ordinateur le plus tôt possible après leur collecte et réaliser des calculs des distributions de fréquence et les visualiser via des

représentations graphiques permet d'identifier la présence de valeurs aberrantes. Stocker les données au sein d'une base de données est un gain de temps pour les analyses ultérieures et permet d'éviter les erreurs de manipulations entre différents tableaux. De plus, les bases de données permettent de générer des formulaires. Nous pensons qu'il serait judicieux de réclamer dans les cahiers des charges la restitution des données, et ce pour deux raisons : (i) afin de faciliter les études globales visant à améliorer la connaissance générale sur les RA et par la même à perfectionner et mieux cibler la démarche d'évaluation, ou (ii) pour réaliser des études temporelles à partir de différents suivis ponctuels. Il est très intéressant à cet égard de renseigner les données une fois collectées par des méta-données afin de faciliter leur compréhension ultérieure.

1.4 Schéma des principes de base d'un protocole d'évaluation

Lors de la construction du protocole d'étude, la première étape est de formaliser la ou les questions auxquelles on souhaite répondre. La méthode d'étude qui en suivra et les procédures d'analyses statistiques doivent pouvoir s'aligner sur cette ou ces questions. La Figure III-3 présente les étapes essentielles de la construction d'un protocole expérimental pour évaluer la performance de RA.

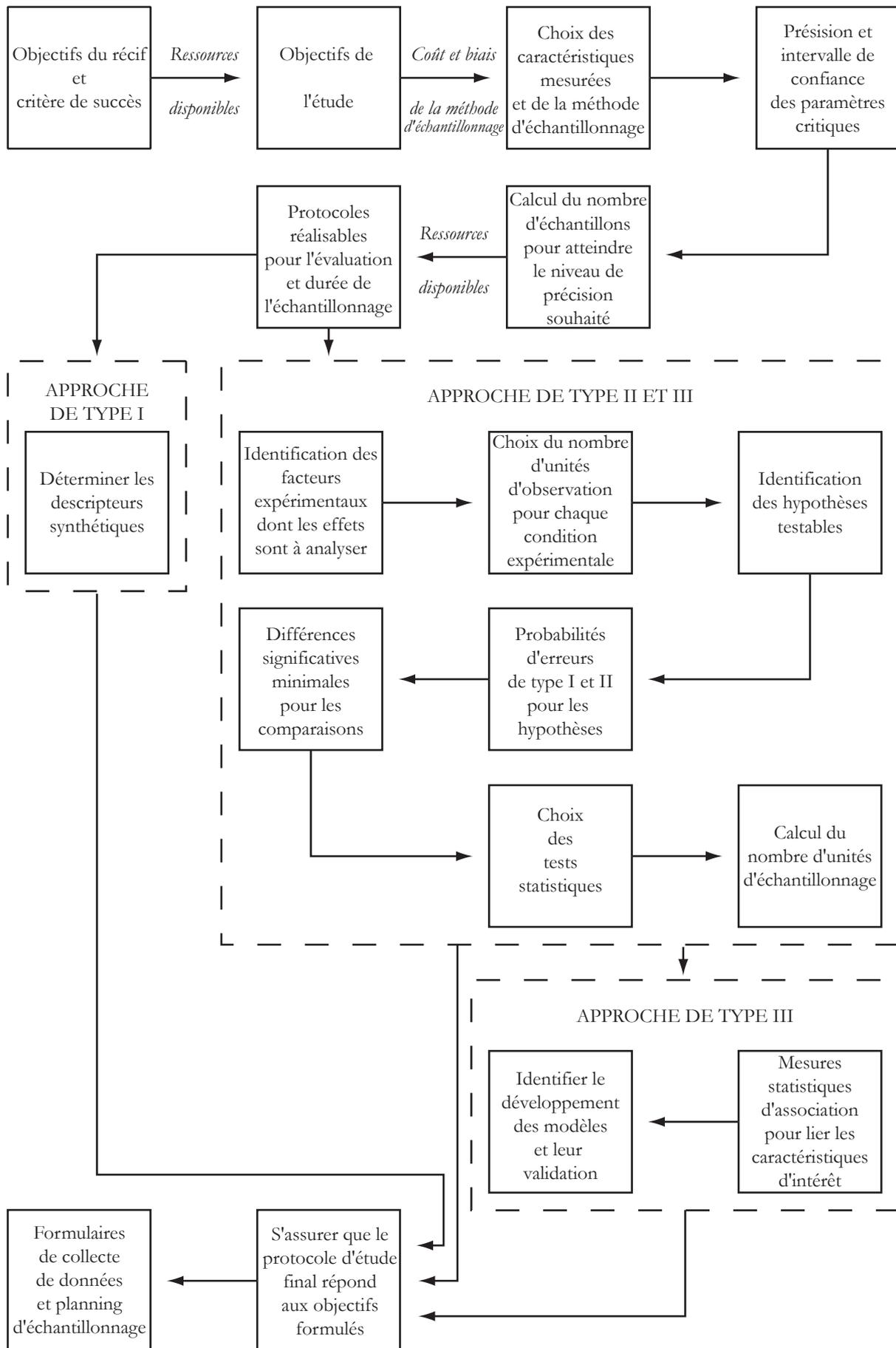


Figure III-3 : Etapes de la construction d'un protocole expérimental pour évaluer la performance de récifs artificiels.

2 ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES RÉCIFS ARTIFICIELS

Les caractéristiques physiques d'une zone déterminent en partie les peuplements biologiques peuplant cette zone. Idéalement, ces caractéristiques physiques devraient être mesurées avant l'immersion de récifs pour déterminer l'endroit idéal pour artificialiser le substrat. Si ce ne peut être le cas, ces caractéristiques physiques doivent toutefois être suivies après immersion pour s'assurer de la stabilité de l'architecture récifale, pour rendre compte des modifications du milieu induites par les immersions et pour déterminer quelles peuvent en être les conséquences au regard des objectifs de suivis. Nous entendons ici par caractéristiques physiques aussi bien les caractéristiques structurales du récif que les caractéristiques physiques de l'environnement récifal, dont l'échelle peut varier de quelques mètres à quelques centaines de mètres. Une évaluation rigoureuse des caractéristiques physiques d'un RA doit comprendre : (i) la sélection des sites d'immersion, (ii) la conception de la configuration des modules et des RA entre eux, (iii) la connaissance et l'utilisation des processus physiques pour accroître la performance du récif, et (iv) la minimisation des effets négatifs sur l'environnement. Rares sont les études destinées à déterminer *a priori* la conception la mieux adaptée d'un RA à un objectif bien spécifique (Deysher *et al.*, 2002 ; Wilding & Sayer, 2002b).

2.1 Structure physique des récifs artificiels

La structure d'un récif comprend aussi bien le matériau utilisé pour sa réalisation que l'arrangement dans l'espace de ces composants structuraux. Une structure récifale performante doit pouvoir (i) résister à l'hydrodynamisme environnant ou à des chalutages, (ii) être supportée par le sédiment sur lequel elle est disposée, et (iii) maintenir l'intégrité du matériau qui la constitue. Ces caractéristiques sont indépendantes des objectifs de gestion ou des objectifs d'évaluation car elles sont liées à l'existence même du RA. Elles devraient donc être suivies lors de tous types d'évaluation. Wilding & Sayer (2002b) ont testé différents types de matériaux et différentes associations de ces matériaux pour la construction de RA en étudiant leur coût, leur résistance et l'impact sur l'environnement en termes de dégradation de ces matériaux et des substances chimiques potentiellement nocives ainsi libérées.

2.2 L'environnement physique des récifs artificiels

L'environnement physique à grande échelle (*e.g.* le courant Liguro-provençal) peut avoir une influence sur l'environnement immédiat du récif. En effet, la faune et la flore d'un récif sont

affectées par l'hydrodynamisme local qui est lui-même influencé par les processus physiques et hydrodynamiques à plus grande échelle. Ces conditions peuvent également être soumises à des fluctuations saisonnières.

L'environnement physique local revêt une grande importance dans le processus d'évaluation. L'immersion de RA peut induire l'émergence d'upwellings locaux, qui peuvent avoir (i) un aspect positif dans le sens où ils remettent en suspension dans la colonne d'eau des particules nutritives mais également (ii) un aspect négatif en provoquant un ensablement du récif par remise en suspension de particules sédimentaires. Des turbulences sont aussi souvent créées par le récif. Selon les espèces, ces turbulences peuvent être favorables ou non à leur installation sur ou à proximité du récif.

2.3 L'emplacement et la stabilité des récifs artificiels

L'emplacement des RA doit être choisi en fonction des conditions physiques et hydrodynamiques environnementales. Un module immergé est assujéti à de nombreuses forces (Sheng, 2000). Il est soumis à un forçage dû aux courants de fond et de surface (vagues et vent), proportionnel à la surface immergée, créant des forces de traction et d'inertie (Figure III-4).

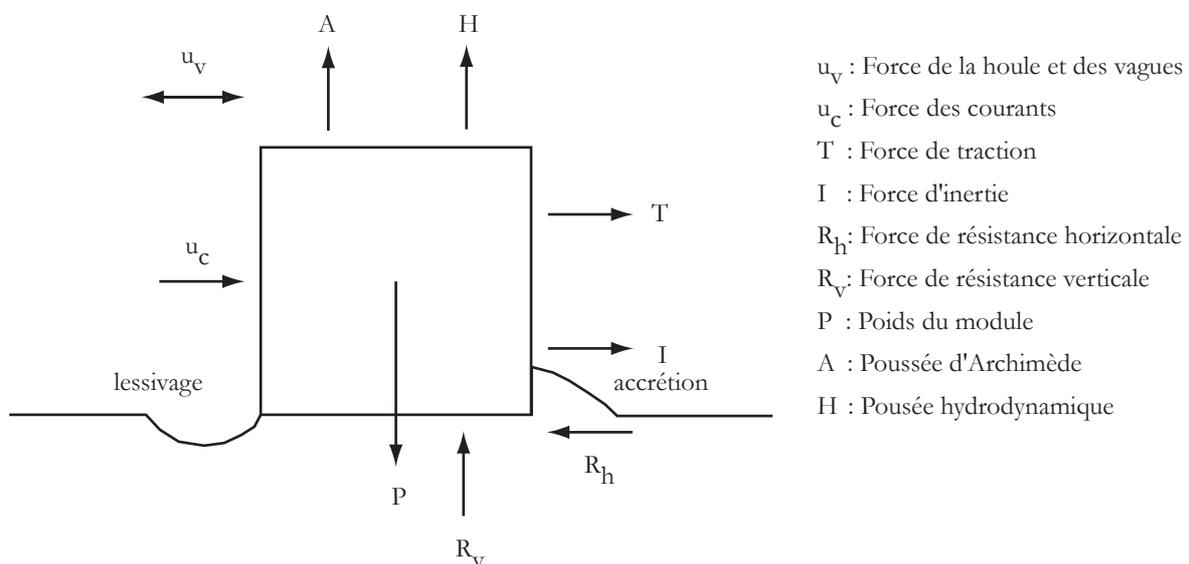


Figure III-4 : Forces agissantes sur une unité récifale (Sheng, 2000).

Ces forces doivent être équilibrées par la résistance horizontale du support sédimentaire, dépendant en grande partie de sa constitution. La force de levée verticale du module est la résultante de poids du module, contrebalancée par la poussée d'Archimède, la résistance verticale

du sédiment et la force de poussée hydrodynamique créée par les courants. Le courant de fond produit également un lessivage du sédiment au niveau de la partie immédiatement en amont du RA pouvant provoquer un enfoncement du récif et une accrétion sédimentaire au niveau de la partie immédiatement en aval (Figure III-4). L'utilisation de sonars multifaisceaux permet d'obtenir des informations quantitatives sur la morphologie des fonds et les changements induits autour des RA (Shyue & Yang, 2002). Les auteurs ont réussi à montrer l'existence du lessivage et des ripple marks provoqués par les unités récifales et à démontrer qu'ils étaient fortement corrélés avec la direction de la houle et des courants. Ces ripple marks peuvent avoir une influence sur les assemblages benthiques des sédiments (Barros *et al.*, 2004). L'ensablement des RA en Languedoc-Roussillon peut être particulièrement important en raison de la possible accrétion et de la forte charge sédimentaire des courants provenant de l'estuaire du Rhône. Ce problème soulève la question de la durabilité des RA et de la pérennité de l'exploitation des ressources biologiques associées. C'est pourquoi il peut être intéressant de développer des structures immergeables réversibles qui, après la démonstration de leur inefficacité par une évaluation rigoureuse (*e.g.* pour cause d'ensablement), pourraient être retirées des fonds marins. Le coût d'une telle procédure rend peu probable sa réalisation, elle serait néanmoins souhaitable. Lors d'un suivi sur neuf années consécutives, Chou *et al.* (2002) ont observé un ensablement progressif de l'habitat artificiel tendant à faire disparaître totalement la structure immergée. A cet égard, la présence de moules peut constituer un indicateur ; elles ne vivent en effet jamais en dessous du niveau maximum d'ensablement. Le lessivage du sédiment peut quant à lui provoquer un basculement de la structure récifale. La disposition de RA sur des fonds vaseux ou même sablo-vaseux n'est généralement pas souhaitable en raison de la faible résistance d'un tel fond et de l'envasement des structures qui s'en suit. En plus de ces forçages naturels, peuvent aussi être envisagés les chocs éventuels dus aux chaluts ; ces chocs ayant comme effet un déplacement de la structure ou un effondrement des modules. L'utilisation de photographies peut être d'une grande utilité pour les suivis des caractéristiques physiques des RA.

2.4 Effets des processus physiques sur la performance des récifs artificiels

La taille, la forme et l'espacement entre les modules, de même que les interactions entre les courants et les modules affectent les conditions physiques autour du récif et par la même son efficacité. Citons par exemple la formation de turbulences ou l'accrétion de sédiments. Ces particularités peuvent être difficiles à mesurer, en particulier lorsque les courants subis par le récif

sont changeants. Un modèle¹ récent a été développé (Lan *et al.*, 2004) afin d'optimiser la conception de complexes récifaux. Il prend en compte la dimension fractale des structures comme indicateur de complexité, la distance entre les RA adjacents, le coût et le budget du projet.

Une bonne compréhension des relations de cause à effet entre ces processus physiques et les processus biologiques permettrait d'adapter au mieux les RA aux objectifs souhaités, si ces derniers concernent les peuplements biologiques ou leur exploitation. Si ces relations ne peuvent être directement établies, un suivi des changements des caractéristiques biologiques induits par le récif permettrait cependant de s'assurer que ces changements ne sont pas néfastes pour les peuplements.

¹ Ce modèle a été programmé en Fortran ; il est disponible auprès des auteurs.

3 ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DES RÉCIFS ARTIFICIELS

Les RA, contrairement aux récifs coralliens, sont similaires aux zones rocheuses dans le sens où leur composante structurale n'est pas vivante et donc ne fournissent pas directement de l'énergie aux assemblages d'organismes qui leurs sont associés. Aussi, même les structures artificielles les plus complexes ne fournissent qu'une part infinitésimale de la surface globale disponible dans l'environnement naturel alentour. Donc une grande majorité des ressources en énergie disponible et consommable par les assemblages de poissons et les macroinvertébrés associés aux RA provient de la colonne d'eau environnante par le biais des organismes filtreurs (Fang, 1992 ; Relini *et al.*, 2002a ; Steimle *et al.*, 2002). Ainsi, une grande partie du succès d'un RA dépend de la productivité et de la disponibilité des ressources nutritives benthiques dans les habitats environnants. Cependant, seules les méthodes d'étude des poissons et des macroinvertébrés seront ici considérées ; les méthodes d'évaluation des ressources trophiques présentes dans la colonne d'eau ou le sédiment sont certes importantes mais exigent un matériel spécifique, sont très coûteuses et demandent un fort effort de temps en laboratoire. Il est donc difficile de les inclure dans des protocoles de suivi en routine des RA et ne seront pas abordées dans la présente section. Peu de choses à ce sujet sont connues à ce jour et il est évident que ce domaine fait partie des perspectives de recherche concernant les RA. Fang (1992), à partir de l'étude de différents sites de RA disposés sur des fonds sablo-vaseux entre 20 et 30 m, a développé un modèle théorique destiné à estimer la productivité des RA. Il a montré que la présence de RA permettait d'augmenter la production primaire locale mais que celle-ci restait proportionnelle à la productivité initiale de la zone. Suivre l'évolution de la faune et de la flore fixées sur les RA peut être utile à cet égard mais les peuplements de poissons présents sur les RA ne sont pas uniquement liés à la faune et la flore fixées.

L'objectif global souvent perçu quant à l'évaluation de RA est de déterminer l'efficacité du récif en termes d'augmentation de biomasse, d'abondance ou de taille de toutes les espèces ou de certaines espèces cibles. Une meilleure série d'objectifs pour l'évaluation de récifs quant à leur effet sur les poissons et les macroinvertébrés serait d'examiner les caractéristiques requises du récif pour permettre ces augmentations de biomasse, d'abondance ou de taille. Ainsi, le but de l'évaluation serait de déterminer l'efficacité du récif à fournir des caractéristiques permettant d'améliorer la survie des espèces présentes, d'augmenter la colonisation de certaines espèces, de faciliter les transferts d'énergie, ou de maximiser la diversité des habitats.

3.1 Les facteurs à évaluer

3.1.1 *Les facteurs abiotiques*

Les facteurs environnementaux. Ces facteurs ne peuvent pas être contrôlés par l'expérimentateur. Ils comprennent : la météo, la température de l'eau, la salinité, la saison, la phase lunaire, l'heure, les caractéristiques de la colonne d'eau, la profondeur, la turbidité, la nature et la composition du substrat sur lequel est disposé le RA et la courantologie (Moreno, 2002). Très rares sont les études qui suivent ces paramètres afin d'optimiser la sélection de sites d'immersion pour les RA et la qualité de celle entreprise par Wilding & Sayer, (2002a) est à souligner. Les auteurs ont suivi pendant quatre années avant l'immersion d'un complexe artificiel un grand nombre de paramètres hydrographiques, sédimentaires et biologiques. Ils ont évalué la dynamique des courants de fonds et de surface sur l'intégralité du cycle tidal, ils ont réalisé des suivis des caractéristiques du fond par sonar acoustique afin de définir sa dureté et sa rugosité, ils ont réalisé des analyses granulométriques du sédiment, ils ont évalué le potentiel redox à travers la colonne sédimentaire et enfin ils ont échantillonné la macro et la mégafaune benthique par observations en plongée sous-marine et échantillonnage par benne. Outre cet effort considérable à constituer une base de donnée adéquate à une réelle évaluation avant immersion, il faut aussi noter la pertinence de leur protocole expérimental. Sa conception multifactorielle a permis, pour chacune des mesures entreprises d'évaluer les variabilités spatiale et temporelle des échantillons à partir d'analyses de variance. Dans une autre étude (Wilding & Sayer, 2002b), nous avons vu précédemment que ces mêmes auteurs ont réalisé une comparaison des matériaux les mieux appropriés à la construction du RA.

Les facteurs environnementaux peuvent avoir un impact direct sur les peuplements de poissons et de macroinvertébrés associés au RA et donc sur son efficacité (si l'objectif évalué est lié à la présence de ces populations sur le RA). La salinité joue un rôle prépondérant sur les caractéristiques de l'écosystème dû à l'osmorégulation à court terme et à l'adaptation à long terme. La salinité est un facteur essentiel à prendre en compte, en particulier lors de comparaisons entre des RA à l'embouchure d'estuaires ou face à des graus de lagunes, comme c'est très souvent le cas en Languedoc-Roussillon. L'effet de la latitude n'est pas à minimiser car la richesse en espèces et la diversité sont en général plus importantes proche de l'équateur (Rosenzweig, 1992), ce qui rend les comparaisons entre études sous différentes latitudes assez difficiles. Les communautés de poissons et de macroinvertébrés ont tendance à former des zonation strictes selon la profondeur dans de nombreux biotopes. Les variations des caractéristiques environnementales sont aussi plus importantes dans les zones côtières et les eaux de surface. Avec l'augmentation de la profondeur, la pénétration de la lumière décroît

progressivement et les fonds ont tendance à être plus homogènes, ce qui induit une plus faible diversité en espèces disponibles pour coloniser les RA. La période de la journée à laquelle est conduit un suivi peut également avoir un effet sur la diversité des espèces observées, en raison de la forte variabilité journalière de la structure des peuplements de poissons (Santos *et al.*, 2002). La saison peut de même induire des variations temporelles dans la structure des assemblages. Les assemblages d'espèces peuvent être similaires d'une saison à l'autre ou une succession de structures peut apparaître avec des changements dans les espèces dominantes au cours du temps. Si la diversité peut rester identique, les abondances de poissons varient fortement selon la saison. La saison a souvent un rôle plus structurant sur les communautés que les successions d'espèces dues à l'âge du récif, mais il est parfois difficile de distinguer entre ces deux sources de variabilité (Bayle-Sempere *et al.*, 1994). La nature du substrat, à travers son rôle prépondérant quant aux espèces présentes au sein des assemblages, peut influencer les processus de colonisation (Moreno, 2002).

Ces facteurs environnementaux peuvent également avoir un impact sur les méthodes de comptages elles-mêmes (*e.g.* la visibilité sur les comptages visuels). Dans le Golfe du Lion, en particulier, la température peut diminuer brutalement suite à de forts coups de vent et rendre inaccessible au comptage un certain nombre d'espèces qui craignent les trop basses températures.

Les facteurs liés à la nature du récif artificiel. Ces facteurs peuvent être contrôlés. Ils comprennent : les dimensions des modules avant immersion, les dimensions de l'amas de modules immergés, l'étendue verticale de la structure, la surface recouverte, la position géographique du récif, son orientation, la composition des modules, la texture de surface des modules (en termes de composition chimique, porosité, dureté et rugosité), la complexité architecturale du récif, le nombre et l'espace des cavités disponibles, la distance aux récifs naturels ou à toute autre structure pouvant avoir une influence et la date d'immersion. Plus ces paramètres rendront les structures artificielles similaires à des zones naturelles plus il sera aisé d'évaluer leur influence sur les communautés présentes par rapport aux roches naturelles, ce qui est souvent un des objectifs majeurs des évaluations (Carr & Hixon, 1997). De nombreux auteurs ont discuté de l'influence de ces paramètres sur les communautés de poissons colonisant ces structures (Bombace, 1989 ; White *et al.*, 1990 ; Bohnsack, 1991 ; Seaman, 1996 ; Charbonnel *et al.*, 2000 ; Baine, 2001 ; Charbonnel *et al.*, 2002 ; Sherman *et al.*, 2002 ; Lan *et al.*, 2004). Des études expérimentales peuvent également être menées exclusivement afin de déterminer l'influence de ces paramètres sur l'abondance, la richesse ou la biomasse des espèces de poissons (Sherman *et al.*, 2002 ; Jordan *et al.*, 2005). Lorsque peu de données existent pour déterminer la conception optimale de RA au regard des objectifs fixés, il est possible d'étudier d'autres structures déjà

immergées (de type RA ou non) et d'observer comment les assemblages de poissons y réagissent. La conception de RA peut alors s'en inspirer si elle semble favorable aux objectifs recherchés (Rilov & Benayahu, 1998). En milieu naturel, la richesse spécifique et les abondances de poissons sont positivement corrélées avec la complexité spatiale des récifs et le type et la qualité des microhabitats (Rogers & Beets, 2001). La plupart du temps la taille des modules influence de manière significative la richesse, l'abondance totale et la biomasse des individus présents. Les petites structures présentent de plus fortes densités que les plus grandes mais à ces dernières sont associés des individus de tailles plus grandes et globalement, la biomasse y est plus importante. Afin de favoriser des augmentations de richesse et de densité, Bohnsack (1991) affirme qu'il est préférable d'immerger plusieurs petites structures proches les unes des autres qu'un gros module. Ces résultats sont corroborés par la faible performance biologique des RA de type Bonna sur le littoral Méditerranéen (Charbonnel, 1990). La complexité des structures peut également avoir un effet en terme d'augmentation de richesse ou d'abondance totale (Ody & Harmelin, 1994 ; Potts & Hulbert, 1994 ; Charbonnel *et al.*, 2002). De plus grandes richesse et diversité, même si elles sont constituées en partie par la présence d'espèces non exploitées, sont tout de même à considérer comme un point positif lors d'une évaluation halieutique de RA. En effet, plus un système est complexe, plus ses défenses contre les agressions sont développées. Certains des facteurs énumérés précédemment sont à prendre en compte avec précaution. Par exemple Bombace *et al.* (1994) affirment que parmi des RA disposés sur des fonds sablo-vaseux, les plus efficaces en terme d'augmentation de prises de poissons de roche, sont ceux les plus éloignés des récifs naturels. Mais ces résultats sont à mettre directement en relation avec le fait que dans les zones éloignées des structures naturelles, très peu, voire aucune prises de poissons récifaux n'étaient auparavant réalisées tandis que les prises étaient déjà importantes à leur proximité.

La plupart du temps, il est plus judicieux de mesurer ces variables abiotiques liées à la nature du RA avant l'immersion des modules. Les volumes immergés ou la surface occupée au sol, par exemple, peuvent cependant être mesurés après l'immersion grâce à des sonars multifaisceaux donnant une image en trois dimensions du RA ou par des plongées *in situ*, mais de manière bien moins précise.

3.1.2 Les facteurs biotiques

Au niveau des individus, ces facteurs sont considérés comme les traits de vie qui caractérisent le statut ou la condition d'un organisme. On peut citer : le stade de développement, la taille, le taux de croissance, la condition, l'âge de maturité, la saison de reproduction, la fécondité, les mouvements à court et long terme, le comportement, la morphologie et la couleur

des organismes (Nakamura, 1985 ; Bohnsack, 1989 ; White *et al.*, 1990). Il faut aussi noter que la réponse comportementale d'un poisson à un RA dépend des communautés présentes sur ce récif, de l'âge du poisson et de l'espèce considérée, de la saison et de la localité. Les besoins spécifiques en habitat des poissons récifaux évoluent avec l'âge du poisson (Bohnsack, 1989) et comme pour les aires marines protégées la réponse des poissons à la présence de RA peut donc varier selon leur taille (Claudet *et al.*, soumis) ; ce critère est donc, autant que possible, à prendre en compte. Souvent, la considération de trois classes de taille par espèce (Harmelin, 1987) est suffisante pour étudier les réponses différenciées des poissons au travers d'analyses multivariées (Claudet *et al.*, soumis). Le rayon d'action des poissons autour du RA peut avoir une grande influence sur les possibilités de capture autour des RA et ces mouvements, pour une même espèce, sont aussi souvent fonction du stade de développement des individus, donc indirectement de leur taille.

Les populations peuvent être décrites par leur structure en âge ou leur sex ratio. Les assemblages d'espèces, quant à eux, peuvent être étudiés à travers la richesse et l'abondance des espèces, les indices de diversité et de similarité, la présence/absence de certaines espèces, la composition de la faune fixée ou par de CPUE.

3.1.3 Attraction et production

De nombreux auteurs ont mis en exergue le problème lié à la controverse entre attraction et production (Bohnsack & Sutherland, 1985 ; Santos *et al.*, 1996b ; Bohnsack *et al.*, 1997 ; Lindberg, 1997). Il n'est en effet toujours pas clair si la biomasse observée sur les RA est effectivement produite par ceux-ci ou si les récifs attirent les espèces colonisatrices. Nous ne considérons pas la fixation de propagules sur les RA comme de l'attraction mais comme une source de production. Des observations telles que la présence d'individus de grandes classes de taille dès les premiers stades de colonisation supportent l'hypothèse de l'attraction, mais qu'en est-il à plus long terme ? Existe-t-il une production réalisée grâce à la présence de nouveaux habitats ? Ces questions sont liées au débat sur les rôles respectifs de la dispersion larvaire et de la densité-dépendance comme éléments moteurs de la dynamique des poissons (Tupper & Hunte, 1998). Il est fort probable que les RA attirent et produisent à la fois (Pickering & Whitmarsh, 1997), tout comme la dynamique des poissons est influencée par la limitation en larves et la densité-dépendance (Hixon, 1998). S'il y a attraction par les RA, l'effet serait de réduire la densité des poissons juvéniles et adultes des récifs naturels à proximité (Wilson *et al.*, 2001), ou dans la limite de mouvements de ces poissons. S'il y a une densité-dépendance négative sur ces récifs naturels, cette réduction de densité favoriserait la fixation de larves, la croissance, la survie ou la reproduction ; donc la production. Afin de trancher entre attraction et production il faudrait donc

pouvoir quantifier la production nette des deux habitats et déterminer quelle est la part de prélèvements que ce système global (récifs artificiels et naturels) peut supporter.

Osenberg *et al.* (2002) ont proposé deux approches expérimentales afin d'évaluer cette production ; l'une à petite échelle à partir de plusieurs couples de récifs (naturel et artificiel) et l'autre à plus grande échelle avec l'utilisation d'un protocole BACIPS (Before After Control Impact Paired Series). Une autre étude a tenté de répondre à cette question en étudiant la production larvaire des RA comparée à celle des zones naturelles (Stephens & Pondella II, 2002). Mais les résultats de cette étude ne sont pas très probants quant à la détermination de la part relative du RA étudié dans la production de larves de la zone. Afin de savoir si les poissons sont réellement associés au RA près desquels ils sont observés, l'étude de leurs contenus stomacaux permet de déterminer la provenance de leurs proies (Relini *et al.*, 2002a). Il peut être alors plus facile de déterminer si ces proies, avec des mouvements souvent plus limités dans l'espace, sont associées ou non au RA. Les RA peuvent également agir comme source d'exportation larvaire s'ils constituent une zone de reproduction pour certaines espèces.

3.2 Les méthodes de collecte de données

Chaque technique possède des avantages et des désavantages et ne permet pas d'échantillonner la même partie de la faune présente (Bombace *et al.*, 1995 ; Charbonnel *et al.*, 1995 ; Charbonnel *et al.*, 1996 ; Harmelin & Bellan-Santini, 1996). Les méthodes peuvent être destructrices (pêches, poisons) ou non destructrices (Bombace *et al.*, 1995 ; Charbonnel *et al.*, 1995 ; Harmelin & Bellan-Santini, 1996 ; D'Anna *et al.*, 1999). Les méthodes non destructrices comportent les comptages visuels (transects, quadrats, point fixe, nage aléatoire, comptage total, utilisation d'image vidéo, ou des combinaisons de ces méthodes) et les comptages non visuels hydroacoustiques (Fabi & Sala, 2002). Le choix entre ces techniques, outre les considérations de ressources allouées à l'échantillonnage, doit se faire en fonction de leurs caractéristiques respectives et des objectifs à évaluer. Échantillonner la faune qui colonise les RA ou leurs abords à travers des comptages visuels ou des pêches ne permet pas de répondre aux mêmes questions d'évaluation.

3.2.1 Les méthodes destructrices de comptage

La plupart des méthodes de capture entraînent un prélèvement définitif des organismes, pouvant ainsi altérer les assemblages et les suivis qui s'y déroulent dans un futur proche.

Le grand avantage de ces méthodes réside dans le fait que les individus prélevés peuvent fournir des données sur les traits d'histoire de vie qui ne seraient pas accessibles sur les organismes

vivants. Un autre avantage de ces techniques est qu'elles sont réalisables de nuit. Un couplage avec un échantillonnage de jour permet donc d'accéder à l'assemblage quasi-total du RA. Cependant, elles ne donnent pas accès à la faune vivant au sein des cavités du RA.

Ces méthodes de comptage peuvent être dépendantes des pêcheries (*e.g.* étude des débarquements) ou en être indépendantes (*e.g.* pêche expérimentale). L'avantage de ces dernières est de pouvoir contrôler les paramètres de l'échantillonnage.

3.2.2 Les méthodes non destructrices de comptage

Ces techniques sont bien adaptées pour échantillonner des habitats très peu homogènes et permettent l'accès à certains microhabitats. L'avantage majeur de ces techniques est qu'il est possible de réaliser des comptages répétés sur de courts intervalles de temps sans avoir auparavant modifié les assemblages par des prélèvements. Par contre, elles ne permettent pas d'accéder à un grand nombre des caractéristiques des traits d'histoire de vie des organismes échantillonnés.

Les techniques de comptages visuels sont facilement adaptables à différents contextes. Les RA variant en taille, dimension, composition et en arrangement, les techniques de comptages visuels peuvent être modifiées ou ajustées à un grand nombre de circonstances. Un autre avantage est de pouvoir collecter en parallèle un grand nombre de variables auxiliaires. Les désavantages de ces méthodes sont les contraintes liées à la profondeur et la visibilité. Les images vidéo peuvent être intéressantes à de fins de restitution d'information. Il est de plus possible de comparer les échantillons obtenus à partir d'image vidéo à ceux obtenus en plongée par point fixe par l'intermédiaire d'un indice de correction (Tessier *et al.*, 2005). Réalisées en parallèle à des pêches, les techniques de comptage visuel peuvent permettre de déterminer la capturabilité des espèces présentes.

L'avantage d'utiliser des équipements hydroacoustiques sur des structures semi-permanentes avec des multirécepteurs est qu'ils permettent d'obtenir des images en trois dimensions à des profondeurs données. Couplés avec des enregistreurs, il est possible de disposer de données à long terme sur les abondances des assemblages. Les limites de leur usage sont qu'il est difficile d'identifier certaines espèces à partir du signal sonar et qu'une vérification est souvent nécessaire.

4 RÉCIFS ARTIFICIELS DE DIFFÉRENTS CAS D'ÉTUDE

4.1 Récifs artificiels d'Agde et de Marseillan

Ce suivi a fait l'objet d'un rapport (Collart & Charbonnel, 1998) financé par le Conseil Régional du Languedoc-Roussillon et le Conseil Général de l'Hérault.

4.1.1 Site d'étude

4.1.1.1 Caractéristiques du site d'étude

Les conditions météorologiques, hydrologiques et hydrodynamiques sont les conditions générales du Golfe du Lion : les vents sont orientés de nord-ouest à ouest et est à sud. Les courants sont le courant Ligure (charriant des sables fins du Rhône vers Port-la-Nouvelle) et un contre-courant charriant des sables grossiers des Pyrénées vers Port-la-Nouvelle. Les fonds sont meubles avec des structures rocheuses affleurantes très localisées. Les zones rocheuses immergées sont plus fréquentes et l'essentiel de ces zones rocheuses est compris entre la surface et 40 m de profondeur. Les fonds présentent des herbiers de Posidonies épars. Des échanges se font entre l'étang de Thau et l'embouchure de l'Hérault. De nombreuses concessions de conchyliculture sont présentes dans cette zone.

4.1.1.2 Types de récifs immergés

Le positionnement des RA d'Agde et de Marseillan est respectivement représenté sur les Figure III-5 et Figure III-6.

Buses en béton. Sur le site d'Agde, 200 modules ont été immergés en 1995 entre 9 et 20 m de profondeur sur une vingtaine de lignes régulièrement espacées de direction générale ouest-est. L'espace entre deux modules est compris entre 150 et 250 m. Sur le site de Marseillan, 60 buses ont été immergées en 1992, entre 7 et 23 m de profondeur. En 1996, 45 nouvelles buses ont été immergées entre 30 et 35 m de profondeur.

Modules géants Bonna. Quatre modules Bonna ont été immergés sur le site d'Agde en 1995, séparés de quelques dizaines de mètres.

Modules polygonaux Comin. Sur le site d'Agde, en 1985, neuf groupes de 14 unités ont été immergés à proximité des modules Bonna.

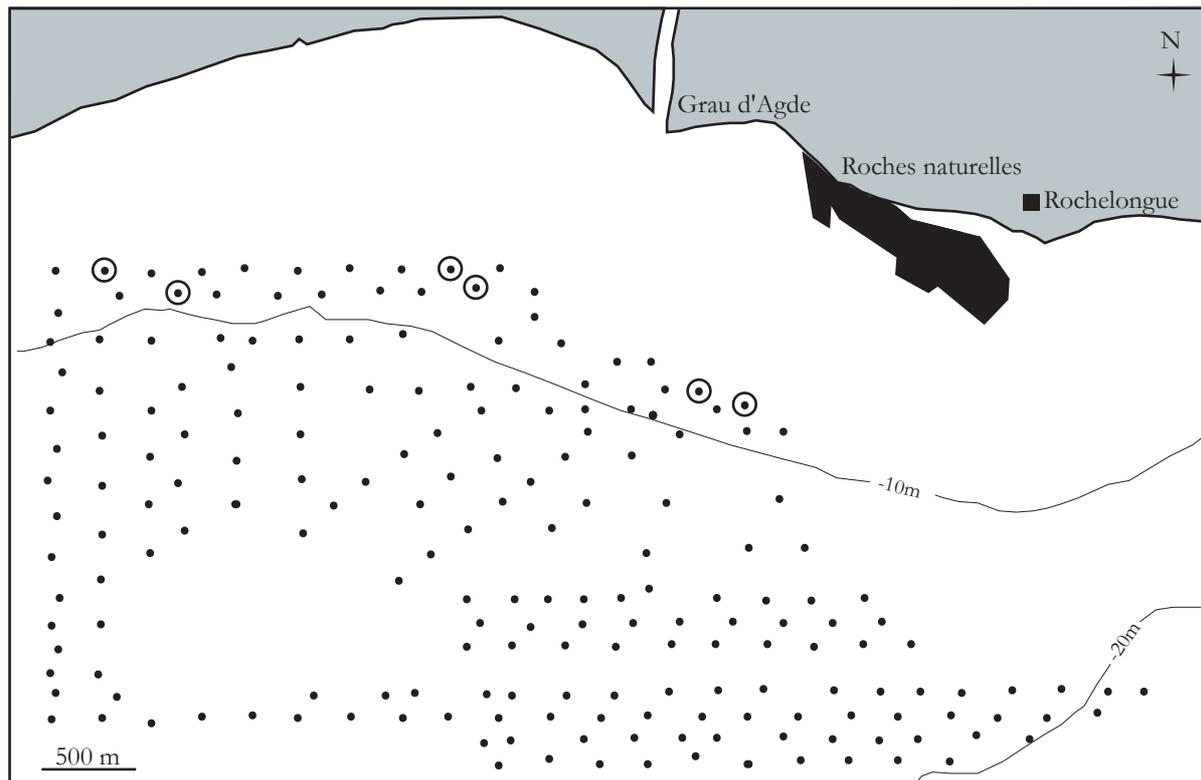


Figure III-5 : Récifs artificiels d'Agde. Les points représentent les récifs artificiels, les points entourés représentent les récifs artificiels échantillonnés (à partir de Collart & Charbonnel, 1998).

4.1.2 Protocole d'échantillonnage et type de données collectées

Dans le cas des RA d'Agde, les récifs échantillonnés ont été choisis selon un gradient de situation géographique ouest-est afin d'étudier l'influence éventuelle sur les peuplements des zones rocheuses naturellement riches du Cap d'Agde et du débouché du Grau d'Agde. Trois situations géographiques ont été choisies, avec deux récifs par zone, à une profondeur d'environ 10 m et la distance maximale entre les buses devait être de 3500 m maximum.

Dans le cas des RA de Marseillan, les récifs échantillonnés ont été choisis selon un gradient de profondeur. Trois zones de profondeurs différentes ont été prises en compte (11 m, 17 m, 21 m), avec également deux récifs par tranche bathymétrique.

Les comptages visuels en plongée sous-marine n'ont été pris en compte que lorsque la visibilité était supérieure à 3 m. Les comptages sont réalisés par un observateur pendant 20 minutes. Les espèces à domaine vital étendu sont comptées en premier. Les espèces vivant à l'intérieur ou à proximité immédiate du récif sont ensuite dénombrées face par face en tournant autour des buses, puis sont comptées les espèces benthiques vivant sur les buses et en dernier les espèces grégaires peu craintives de pleine eau. Les poissons ont été dénombrés et dans le cas de groupe supérieur à 30 individus des estimations ont été faites selon cinq classes d'abondance (31-50, 51-100, 201-200, 201-500, >500 individus). Trois classes de taille ont été prises en compte

(petits, moyens et gros). Ces comptages ont eu lieu en automne 1996 et en hiver, au printemps et en été 1997.

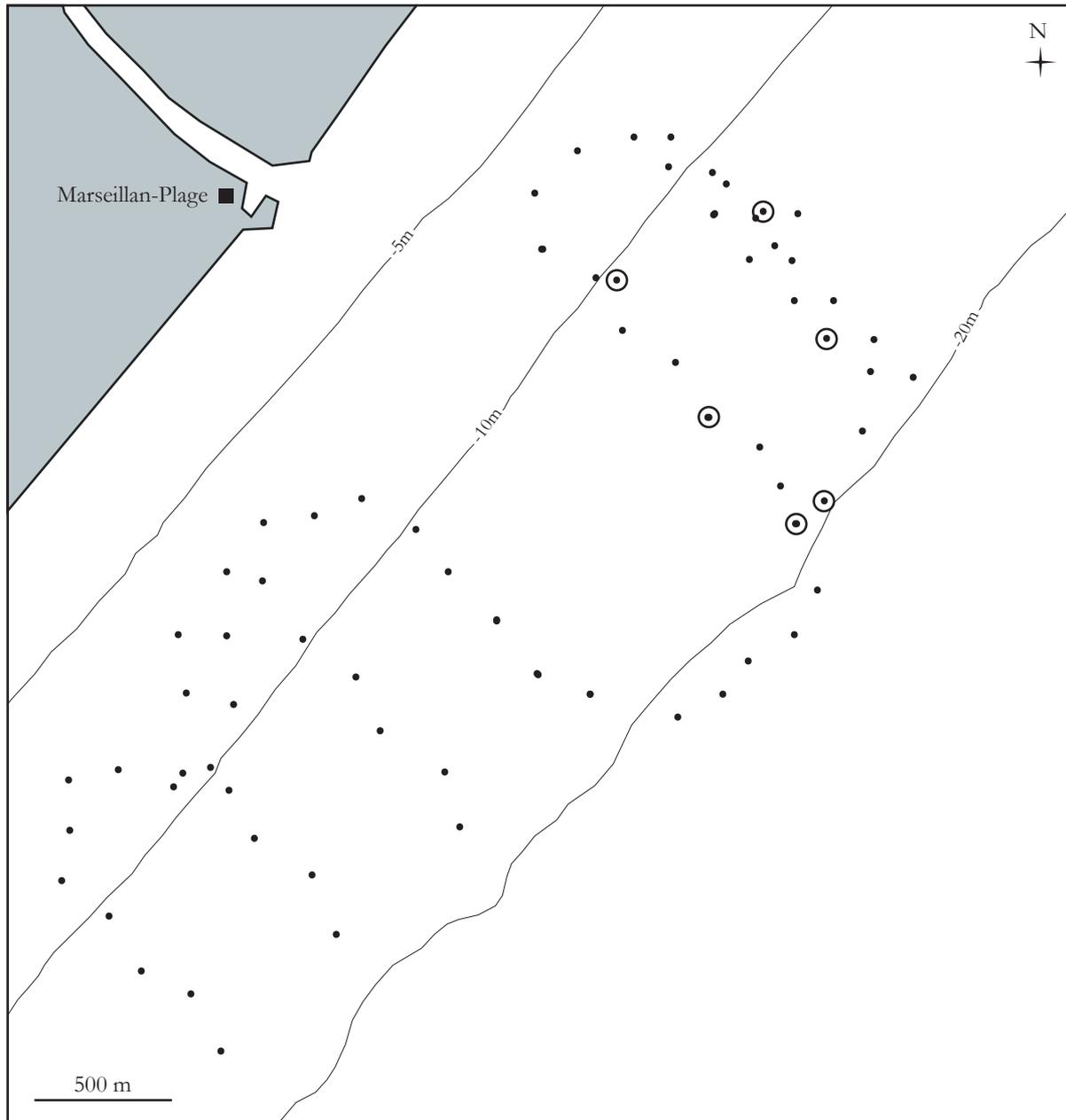


Figure III-6 : Récifs artificiels de Marseillan. Les points représentent les récifs artificiels, les points entourés représentent les récifs artificiels échantillonnés (à partir de Collart & Charbonnel, 1998).

D'autre part, des poissons ont été collectés par des pêches au filet, 12 débarquements ont eu lieu (trois par saison). 1500 m de filets ont été calés pendant une nuit, par un pêcheur et sur un secteur homogène dans un cercle de trois milles autour du Grau d'Agde. Les poissons ont été dénombrés et les tailles ont été mesurées comme pour les comptages visuels en plongée sous-marine, selon trois classes. Le type de filet et la longueur de calée du filet ont été également pris en compte.

4.1.3 Les questions possibles

Nous discutons ici des questions auxquelles il est possible de répondre avec les données disponibles de comptages visuels.

Le nombre de récifs étudiés et de la périodicité de l'échantillonnage sont les mêmes entre les zones d'Agde et de Marseillan. Dans chaque zone, six récifs au total ont été échantillonnés et ce une fois par saison pendant un an (Figure III-7). Sur les RA d'Agde, le facteur étudié était celui de l'éloignement des zones rocheuses naturelles. Trois niveaux de ce facteur éloignement ont été étudiés, avec deux récifs par traitement et par saison. La profondeur est sensiblement identique entre les différents récifs échantillonnés. Sur les RA de Marseillan, c'est le facteur profondeur qui a été testé, avec l'étude de trois niveaux. Encore une fois, deux récifs ont été échantillonnés par profondeur et par saison.

FACTEURS :

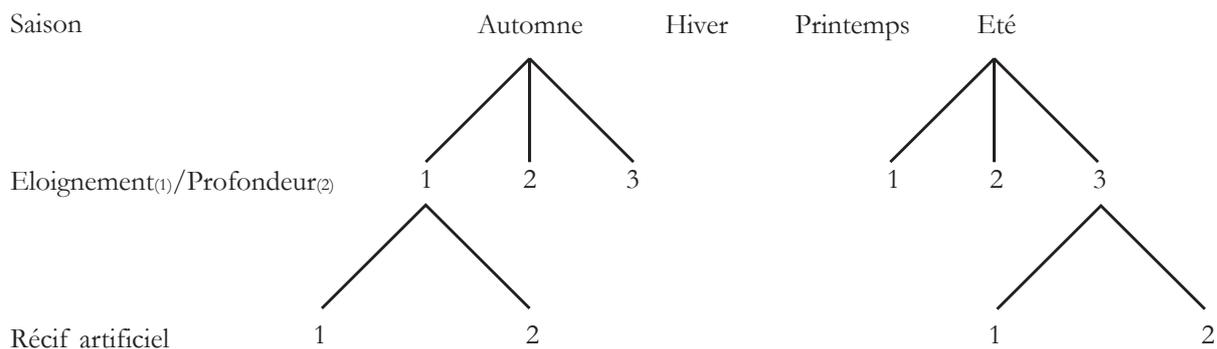


Figure III-7 : Protocole expérimental de l'échantillonnage des récifs artificiels (1) d'Agde et (2) de Marseillan.

Outre une description des peuplements (approche de type I), ce protocole expérimental permet de tester les effets de la saison et de l'éloignement des zones rocheuses naturelles ou de la profondeur selon la zone considérée. Une telle analyse consiste en une approche de type II. Mais seulement deux récifs sont échantillonnés pour chaque combinaison de facteurs, ce qui est un nombre relativement faible compte tenu de la forte variabilité naturelle inhérente au milieu marin, d'une part, et surtout en raison des fortes variabilités de la structure des assemblages colonisant les RA. Ces suivis prennent en revanche une perspective différente une fois inclus dans un programme de suivis à long terme. Cependant il faut ici remarquer que tous les facteurs sont fixes et que les récifs échantillonnés étant toujours les mêmes, les échantillons ne sont pas réellement indépendants ; ce sont donc des pseudo-réplicats. Ainsi, il n'est pas évident d'étendre les

conclusions obtenues à partir de chacun des couples de RA à l'ensemble du complexe récifal dont ils proviennent. De plus, les comparaisons entreprises ont été réalisées facteur par facteur, par des tests de comparaison. Or, le protocole est hiérarchisé avec soit la profondeur, soit l'éloignement aux zones rocheuses naturelles croisé avec le facteur saison. Il aurait été plus pertinent de traiter tous ces facteurs à la fois ainsi que leurs interactions par une analyse de variance.

A partir de cette proposition, une nouvelle approche qui peut être développée est un traitement multivarié de ces données, mais dont les conclusions se borneront à l'état du système étudié durant l'année 1996-1997. A partir du protocole expérimental (Figure III-7) nous avons alors réalisé une analyse multivariée de variance par permutation (PERMANOVA) en considérant l'ensemble du peuplement et l'ensemble du protocole expérimental (*i.e.* en considérant les effets potentiels de chacun des facteurs du protocole et de leurs interactions) et en codant les facteurs de profondeur et d'éloignement en trois classes distinctes. Les densités des espèces sont log-transformées et la mesure de distance utilisée est la déviance binomiale. 4999 permutations ont été réalisées et le seuil de significativité choisi est de 0,05. Deux analyses conjointes ont été conduites, respectivement sur la zone d'Agde et sur celle de Marseillan (Tableau III-2). Nous pouvons observer que dans aucune des deux zones le terme d'interaction est significatif (*i.e.* Saison \times Eloignement et Saison \times Profondeur). Nous pouvons alors étudier distinctement l'effet de la saison sur les assemblages et l'effet du gradient de profondeur ou de l'éloignement aux zones rocheuses qui, eux, sont significatifs (Tableau III-2).

Après la réalisation de tests de comparaisons par paires par permutations, nous remarquons que les assemblages présents sur les RA échantillonnés sur la zone d'Agde diffèrent d'une saison à l'autre ; aucune saison n'est semblable à une autre ($P < 0,05$ pour tous les tests) en terme de composition et de densités d'espèces présentes. En revanche, sur la zone de Marseillan, seuls les assemblages de l'automne diffèrent de ceux présents au printemps ou en été. Ces résultats révèlent l'importance de l'influence saisonnière et la forte variabilité des assemblages qu'il peut y avoir d'une zone à l'autre. D'ailleurs si l'analyse multivariée de variance par permutation est conduite non plus sur chacune des zones, mais sur les deux zones simultanément, avec les facteurs Zone et Saison, fixes et croisés, les assemblages des deux zones présentent bien des différences significatives évoluant au cours des saisons (*i.e.* interaction Zone \times Saison significative au seuil 0,05 ; Tableau III-3).

Tableau III-2 : Table des PERMANOVA conduites sur les abondances log-transformées du peuplement de poissons des récifs artificiels d'Agde et de Marseillan.

Site	Source de variation	<i>dl</i>	SCE	CM	<i>F</i>	<i>P</i>
Agde	Saison : S	3	134,0501	44,6834	30,3672	0,0002 ***
	Eloignement : E	2	22,3387	11,1694	7,5908	0,0004 ***
	S × E	6	13,7362	2,2894	1,5559	0,2388 n.s.
	Résidus	12	17,6572	1,4714		
	Total	23	187,7822			
Marseillan	Saison : S	3	99,7660	33,2553	4,3590	0,0004 ***
	Profondeur : P	2	140,4754	70,2377	9,2065	0,0002 ***
	S × P	6	43,4947	7,2491	0,9502	0,5220 n.s.
	Résidus	12	91,5494	7,6291		
	Total	23	375,2855			

Les PERMANOVA sont basées sur la mesure de dissimilarité de la déviance binomiale. Les valeurs de *P* sont obtenues par 4999 permutations des résidus. Valeurs de *P* : ***<0,001 ; **<0,01 ; *<0,05.

Tableau III-3: Table des PERMANOVA conduite sur les abondances log-transformées du peuplement de poissons des récifs artificiels d'Agde et de Marseillan réunis.

Variables	Source de variation	<i>dl</i>	SCE	CM	<i>F</i>	<i>P</i>
Espèces présentes en Agde et à Marseillan	Site : Si	1	119.1463	119.1463	14.4748	0.0002 ***
	Saison : S	3	91.5366	30.5122	3.7069	0.0004 ***
	Si × S	3	142.2795	47.4265	5.7617	0.0002 ***
	Résidus	40	329.2516	8.2313		
	Total	47	682.2140			

Les PERMANOVA sont basées sur la mesure de dissimilarité de la déviance binomiale. Les valeurs de *P* sont obtenues par 4999 permutations des résidus. Valeurs de *P* : ***<0,001 ; **<0,01 ; *<0,05.

L'éloignement aux zones rocheuses naturelles a une influence sur les peuplements des RA de la zone d'Agde (Tableau III-2). Seuls les assemblages des deux RA les plus proches des zones rocheuses naturelles sont significativement différents de ceux des deux RA du secteur le plus éloigné (tests de comparaisons par paires, $P < 0,05$). Les densités sont en moyenne plus élevées dans le secteur le plus éloigné des zones rocheuses naturelles. La richesse spécifique est sensiblement la même entre les deux secteurs (elle est de 20 pour le secteur le plus éloigné et de 17 pour le plus proche). La profondeur des RA de la zone de Marseillan a également une influence significative sur les peuplements associés (Tableau III-2). Cet effet structurant de la profondeur est important car les assemblages des couples de RA des trois tranches de profondeur diffèrent tous les uns des autres ($P < 0,05$ pour tous les tests de comparaisons par paires). La richesse spécifique et les densités sont en moyenne d'autant plus importantes que les RA sont plus profonds.

Ces analyses, conduites sur les assemblages dans leur ensemble, permettent de compléter celles réalisées auparavant de manière monospécifique (Collart & Charbonnel, 1998).

4.2 Récifs artificiels du Golfe d'Aigues-Mortes

Ce suivi a fait l'objet d'un rapport (Dutrieux *et al.*, 2002) également financé par le Conseil Régional du Languedoc-Roussillon et le Conseil Général de l'Hérault.

4.2.1 Site d'étude

4.2.1.1 Caractéristiques du site

Les conditions météorologiques, hydrologiques et hydrodynamiques sont les conditions générales du Golfe du Lion. Les courants sont représentés par le courant Ligure (sables fins du Rhône vers Port-la-Nouvelle). Les fonds sont meubles avec des structures rocheuses affleurantes très localisées. Les zones rocheuses immergées sont plus fréquentes et l'essentiel de ces zones rocheuses est compris entre la surface et 40 m de profondeur.

4.2.1.2 Types de récifs immergés

Un total de 108 buses en béton et 25 amas de 20 modules de 1.7 m³ ont été immergés entre 15 et 25 m de profondeur. Le positionnement des RA du Golfe d'Aigues-Mortes est représenté sur la Figure III-8.

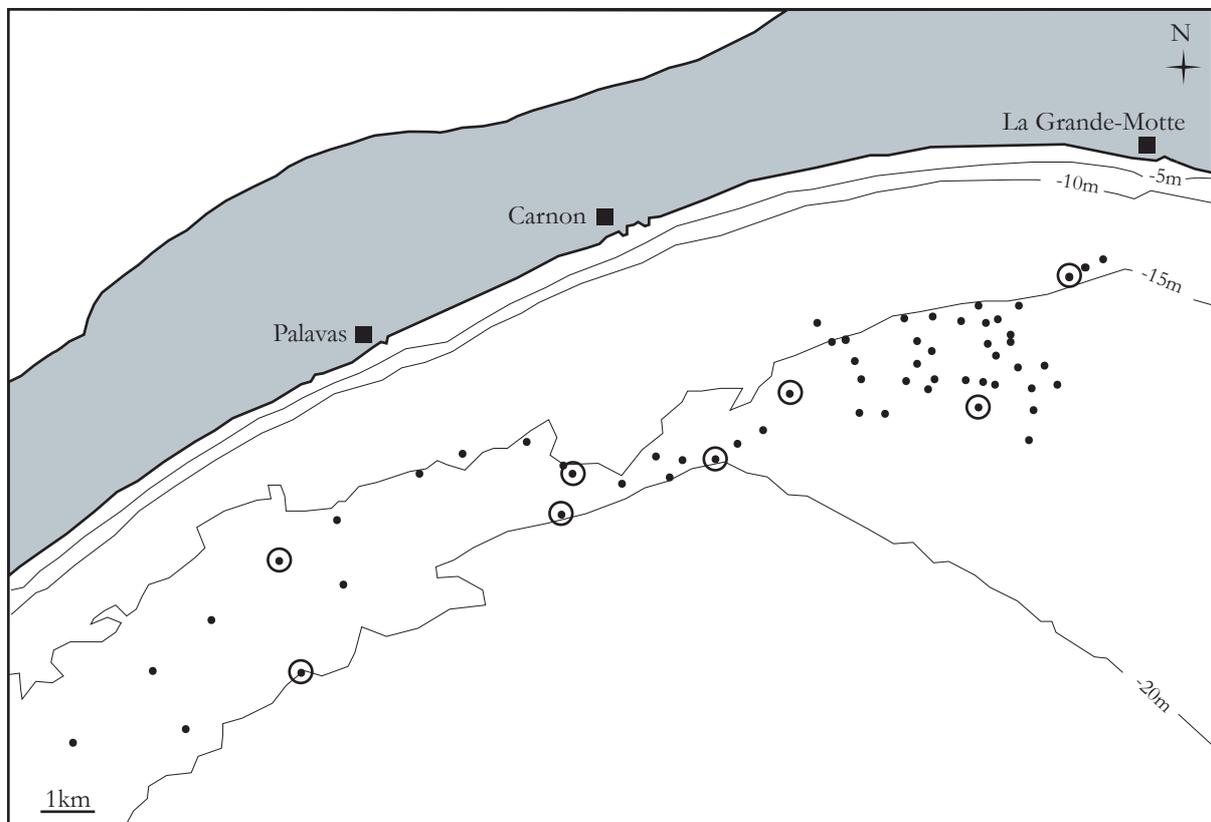


Figure III-8 : Récifs artificiels du golfe d'Aigues-Mortes. Les points représentent les récifs artificiels, les points entourés représentent les récifs artificiels échantillonnés (à partir de Dutrieux *et al.*, 2002).

4.2.2 Protocole d'échantillonnage et type de données collectées

Au total huit récifs ont été échantillonnés. Ils ont été choisis selon leur éloignement à des zones rocheuses naturelles et selon un gradient de profondeur (de 10 m à 22 m).

Le benthos a été déterminé en laboratoire après des grattages intégraux et des relevés topographiques par quadrats (quatre par récif, d'une surface de 23×16 cm).

Les comptages visuels de poissons ont été réalisés par un observateur muni d'un recycleur d'air et durant 45 minutes par récif. Les comptages débutent par un court point fixe au pied du récif pendant trois minutes, puis un tour complet est réalisé à 1 m du récif. Un second tour complet des structures les plus hautes du récif est ensuite réalisé, en pleine eau, à 1 m des blocs du premier étage. Ces deux tours durent 15 minutes. Sont dénombrées tout d'abord les espèces à domaine vital étendu, puis les espèces très mobiles et difficiles d'approche, ensuite les espèces grégaires de pleine eau et enfin les espèces benthiques des fonds meubles immédiatement aux alentours. Un troisième tour est entrepris pour une inspection minutieuse des blocs de rez-de-chaussée. Lors d'un dernier passage, sont inspectés les blocs de premier étage et centre rez-de-chaussée. Ces deux derniers tours ont une durée d'une trentaine de minutes et sont comptées en premier les espèces vivant à proximité immédiate des récifs, puis les espèces vivant à l'intérieur des blocs et enfin les espèces strictement benthiques. Lors des comptages visuels, les poissons ont été dénombrés et dans le cas de groupe supérieur à 30 individus des estimations ont été faites selon 5 classes d'abondance (31-50, 51-100, 201-200, 201-500, >500 individus). Trois classes de taille ont été prises en compte (petits, moyens et gros).

Les données environnementales mesurées sont la profondeur, l'éloignement des zones naturelles rocheuses, la position géographique et la visibilité.

4.2.3 Les questions possibles

Au total huit récifs ont été échantillonnés et il est possible de les regrouper par tranche de profondeur ou d'éloignement aux zones naturelles. Dans chacun des cas, trois modalités des facteurs sont possibles avec deux niveaux représentés par trois RA et un niveau par deux RA.

A nouveau, une description des peuplements (approche de type I) est bien sûr possible. Ce protocole expérimental permet également de tester les effets de l'éloignement aux zones rocheuses naturelles ou de la profondeur, mais à nouveau l'interaction de ces deux facteurs n'a pas été analysée. Les analyses ont été réalisées séparément par des tests de comparaison. Vu que le modèle complet ne peut être testé, une approche par analyse de variance par permutations à un facteur n'apporterait rien de plus que les tests de comparaison non paramétriques. Là encore, il faut remarquer certaines lacunes du protocole expérimental. De plus, pour chacun des tests, l'analyse est asymétrique, ce qui complique les analyses. Certes un tel protocole est orienté vers

une perspective à long terme, aussi bien dans la collecte que dans le traitement statistique mais il est intéressant que pour chaque année de collecte des analyses robustes puissent être réalisées.

4.3 Récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue

Ce suivi a fait l'objet d'un rapport (Charbonnel *et al.*, 2001). Il a été financé par le Parc Marin de la Côte Bleue et par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.

4.3.1 Site d'étude

4.3.1.1 Caractéristiques du site d'étude

Le positionnement des RA du Parc Marin de la Côte Bleue est représenté sur la Figure III-9.

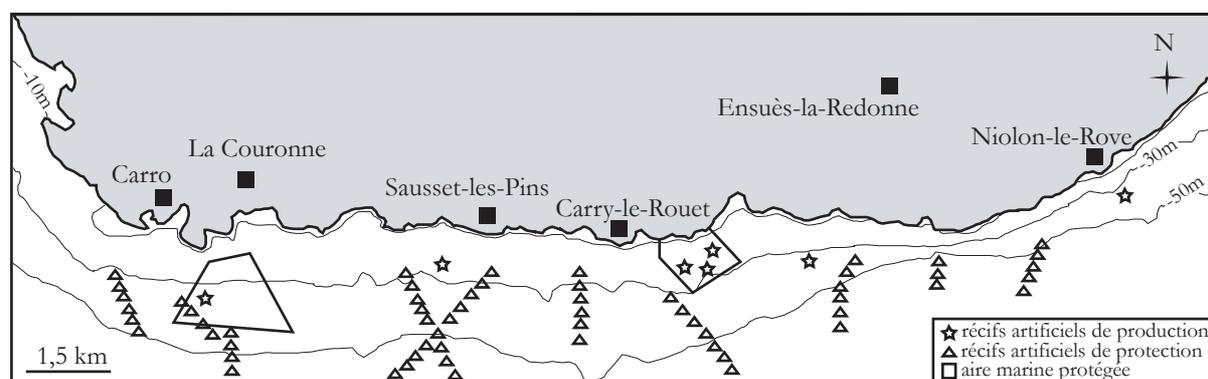


Figure III-9 : Récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue (à partir de Charbonnel *et al.*, 2001).

Sites ouverts à la pêche. Le site de Sausset-les-Pins possède dix récifs unitaires, de 27 à 30 m de profondeur. Les RA sont immergés à proximité de la limite inférieure de l'herbier de Posidonies, sur des fonds sablo-vaseux parsemés de petits blocs rocheux concrétionnés et d'herbiers de Posidonie. Le site d'Ensus-la-Redonne possède cinq récifs unitaires, immergés de 24 à 27 m de profondeur, à l'extrémité d'une zone rocheuse pourvue d'une longue rague, sur des fonds de sable et d'herbiers, en limite inférieure des Posidonies. Le site de Niolon-le-Rove contient quant à lui trois récifs unitaires, à 31 m de profondeur, sur des fonds sableux faisant suite à l'herbier de Posidonie (dont la limite inférieure est située à 28 m de profondeur).

Sites intégralement protégés. Le site de Carry-le-Rouet possède trois récifs unitaires, respectivement à 15 m, 21 m et 23 m de profondeur. Ils sont immergés sur des fonds principalement occupés par des herbiers de Posidonie, avec plusieurs grandes roches au large et des dalles horizontales près de la côte. Le site de Cap Couronne est constitué également de trois

récifs unitaires, immergés à 25 m de profondeur, sur des fonds rocheux et avec la présence d'herbiers de Posidonie et au-delà de 30 m, sur des fonds sablo-vaseux à proximité des roches coralligènes.

4.3.1.2 Types de récifs immergés

Modules géants Bonna. Huit modules de ce type ont été immergés en 1985 et six ont été suivis en 2000.

Modules Sabla de 1.7 m³. En 1989, 390 modules ont été immergés. En 1996, 87 modules ont été rajoutés sur le sire de Cap Couronne. Ces modules sont disposés en amas chaotiques de 30 à 70 unités chacun formant un total de neuf RA. Huit récifs sur les neuf ont été suivis en 2000.

Modules de 2 m³. En 1985, 90 modules ont été immergés en quatre récifs de 10 à 30 unités. L'intégralité de ces quatre récifs a été suivie en 2000.

4.3.2 Protocole d'échantillonnage et type de données collectées

Le choix des récifs a été entrepris avec pour objectif l'étude des variations spatiales des peuplements de poissons et des variations temporelles de ces peuplements (variabilité inter-annuelle à long et moyen terme avec utilisation de données antérieures et variabilité journalière). Les récifs choisis pour les comptages sont les suivants : huit sur les dix de Sausset-les-Pins, quatre sur les cinq d'Ensuès-la-Redonne, les trois récifs de Niolon-le-Rove, un sur les trois de Carry-le-Rouet et la totalité des trois récifs du Cap Couronne.

Les comptages se font visuellement en plongée sous-marine. Il y a deux observateurs par récif totalisant un temps de comptage compris entre 15 et 35 minutes chacun. Les espèces à domaine vital étendu sont comptées en premier, ensuite les espèces vivant à l'intérieur ou à proximité immédiate du récif sont dénombrées face par face en tournant autour récif, ensuite ce sont les espèces benthiques vivant sur le récif puis les espèces grégaires de pleine eau peu craintives qui sont comptées en dernier. 15 répliquats sont réalisés pour chacun des trois récifs de Sausset-les-Pins et trois à neuf répliquats sont réalisés pour les 16 autres récifs. Pour l'étude d'un cycle de 24 heures, 16 comptages ont eu lieu en six plongées.

Les comptages consistent à dénombrer les poissons rencontrés. Si des groupes comportent plus de dix individus, des estimations sont effectuées selon cinq classes d'abondance (11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500 et supérieur à 500 individus). Trois classes de taille sont à nouveau prises en compte (petits, moyens et gros).

4.3.3 Les questions possibles

Comme précédemment, le protocole d'échantillonnage n'est pas équilibré et les analyses doivent donc être asymétriques. Cet exemple est particulièrement intéressant car il présente un effort d'échantillonnage important avec un grand nombre de RA échantillonnés, avec des comptages faits de manière rigoureuse et avec comme objectif l'estimation de nombreux paramètres (*e.g.* variabilités spatiale et temporelle). Cependant, de petites lacunes peuvent limiter les possibilités d'analyses et par la même rendre plus difficile l'évaluation de certains objectifs des RA. Tout en gardant les mêmes ressources investies (temps ou argent), un protocole équilibré, avec moins de réplicats échantillonnés mais plus de niveaux de facteurs (cf. Figure III-2) aurait sans doute été plus judicieux. L'effort d'échantillonnage fourni est tout de même remarquable en comparaison d'autres suivis.

Une nouvelle approche que l'on peut proposer, en complément de celle qui a été conduite auparavant (Charbonnel *et al.*, 2001), est le développement de tests d'hypothèses multivariés pour étudier les variations spatiales des assemblages de poissons, de manière plus globale et simultanée. Nous allons tester les hypothèses que les sites d'immersion des RA ou que la protection peuvent avoir une influence sur la structuration des assemblages de poissons échantillonnés sur les différents RA. Nous développons un modèle linéaire d'analyse multivariée de variance par permutations (PERMANOVA) en incluant les facteurs Site (*i.e.* l'un des cinq sites de provenance des RA) et Protection (*i.e.* si le site est protégé ou non). Les sites constituent l'ensemble de la zone du Parc Marin de la Côte Bleue et ils sont soit protégés soit exploités, les deux facteurs Site et Protection sont donc fixes. Certains sites sont protégés, d'autres ne le sont pas, le facteur Site est donc imbriqué dans le facteur Protection. Nous ne pouvons introduire un facteur tenant compte du type de module constituant les RA car certains RA sont spécifiques d'un site ou ne se retrouvent pas dans tous les sites.

Les Blenniidae, les Gobiidae et les espèces strictement pélagiques telle que *Sardina pilchardus* sont éliminées de l'analyse en raison des éventuels biais dans leur dénombrement. En raison des fortes variations d'effectif que certaines espèces présentent, les données sont log-transformées. La mesure de distance utilisée est la déviance binomiale. Pour obtenir les valeurs de P , 4999 permutations sont réalisées et le seuil de significativité choisi est de 0,05.

Le facteur protection a un effet structurant significatif sur les assemblages de poissons (Tableau III-4). Ces résultats sont similaires en éliminant de l'analyse les observations faites sur le récif alvéolaire de Carry-le-Rouet, singulier de part sa structure et sa plus faible profondeur. Les densités sont en moyennes supérieures sur les RA des sites non protégés. Il en est de même pour la richesse spécifique. Ceci peut être en partie dû aux proportions d'espèces rares et permanentes (respectivement avec des fréquences d'occurrences entre 0 et 25 % et entre 25 et 50 %) plus

importantes dans les sites non protégés (Charbonnel *et al.*, 2001). L'effet de la protection sur les assemblages de poissons associés aux RA n'est pas le même selon la taille des individus. En effet, si l'on considère uniquement les individus de classe de taille élevée, l'effet de la protection est toujours significatif (Tableau III-4) ; cependant les densités moyennes de cette partie du peuplement sont maintenant supérieures dans les sites protégés. Sur les individus de taille moyenne, l'effet de la protection a une influence significative (Tableau III-4), cette partie du peuplement étant en moyenne plus abondante dans les sites non protégés. L'effet de la protection n'est plus significatif sur les individus de petite classe de taille. Les résultats concernant l'effet de la protection sont à prendre avec précaution car les RA de la réserve du Cap Couronne n'ont été immergés que depuis décembre 1996 et protégés depuis 1997 (Charbonnel *et al.*, 2001) ; les premiers RA ayant été immergés dès la fin des années 1980.

Tableau III-4 : Table des PERMANOVA conduites sur les abondances log-transformées du peuplement de poissons des récifs artificiels du Parc Marin de la Côte Bleue.

Variables	Source de variation	<i>dl</i>	SCE	CM	<i>F</i>	<i>P</i>
Ensemble du Peuplement	Protection	1	366,96538	366,96538	26,08118	0,00020 ***
	Site(Protection)	3	805,37567	268,45856	19,08005	0,00020 ***
	Résidus	145	2040,16765	14,07012		
	Total	149	3212,50870			
Individus de grande classe de taille	Protection	1	97,04197	97,04197	22,50820	0,00020 ***
	Site(Protection)	3	194,78571	64,92857	15,05973	0,00020 ***
	Résidus	145	625,15365	4,31140		
	Total	149	916,98133			
Individus de classe de taille intermédiaire	Protection	1	282,39828	282,39828	23,21001	0,00020 ***
	Site(Protection)	3	663,04196	221,01399	18,16490	0,00020 ***
	Résidus	145	1764,22823	12,16709		
	Total	149	2709,66847			
Individus de petite classe de taille	Protection	1	5,72192	5,72192	1,76471	0,16220 n.s.
	Site(Protection)	3	40,86746	13,62249	4,20133	0,00160 **
	Résidus	145	470,15093	3,24242		
	Total	149	516,74031			

Les PERMANOVA sont basées sur la mesure de dissimilarité de la déviance binomiale. Les valeurs de *P* sont obtenues par 4999 permutations des résidus. Valeurs de *P* : ***<0,001 ; **<0,01 ; *<0,05.

Le site des RA a un effet sur les assemblages de poissons dans leur globalité et quelles que soient les classes d'âge considérées (Tableau III-4). Les densités en espèces des RA sont en moyennes significativement différentes entre tous les sites (tests de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$).

4.4 Bilan et perspectives

Au-delà des types variés de RA immergés dans cette région de la Méditerranée, il est possible d'observer, à travers les résultats issus de ces différents rapports, quelques tendances communes quant à la réponse des peuplements de poissons à la présence de RA. Par exemple,

dans le cas des RA d'Agde et du golfe d'Aigues-Mortes, les RA les plus éloignés des zones rocheuses présentent des densités en espèces de poissons significativement supérieures aux RA proches de ces zones rocheuses naturelles. Cependant, les résultats peuvent également être très contrastés. La profondeur a une influence significative sur les assemblages de poissons du golfe d'Aigues-Mortes et sur ceux des RA de Marseillan mais elle n'agit pas de la même façon selon les secteurs. Dans le premier, les densités sont plus faibles dans les profondeurs les plus élevées, alors que la tendance est inverse dans le second. Dans le cas du Parc Marin de la Côte Bleue la grande variabilité d'un récif échantillonné à l'autre et d'un site à l'autre est bien visible, que ce soit en terme de pourcentage d'espèces permanentes, fréquentes, en densités totales (Charbonnel *et al.*, 2001), ou même en considérant l'ensemble du peuplement. Cette variabilité des résultats nous montre bien la nécessité de réaliser des suivis pour chaque complexe récifal. Les conclusions d'un site particulier ne peuvent être appliquées à une autre expérience, même voisine.

De plus, les méthodes de comptages sont très diverses d'une étude à l'autre, que ce soit en terme de matériel employé (*e.g.* recycleur vs. scaphandre traditionnel), en temps passé sous l'eau, en classes d'abondances réalisées, ou même dans la méthode de comptage elle-même. Il est important que les méthodes d'échantillonnage, si elles ne peuvent être standardisées, soient au moins comparables d'un site à l'autre. De nombreuses techniques d'échantillonnage ont régulièrement été proposées comme techniques standards mais elles ont toujours été adaptées ou transformées par chaque expérimentateur. Seule une concertation menée avec les différents acteurs permettrait d'aboutir à un consensus

Enfin, nous avons pu observer que dans certains des cas, les conclusions que l'on peut tirer des protocoles expérimentaux sont quelques fois limitées. Certes ces études s'inscrivent dans une perspective à long terme (*e.g.* cinq ans) mais il paraît difficile d'étendre les résultats de certaines d'entre elles à l'ensemble de la zone étudiée. Quelques fois les analyses appropriées ne sont pas réalisées alors qu'il aurait été possible de les mettre en œuvre, d'autres fois les protocoles ne le permettent pas. L'effort d'échantillonnage peut être limitant, mais lorsque ce n'est pas le cas, le protocole expérimental n'est pas idéalement conçu pour mener à bien une évaluation rigoureuse. Les études ont souvent comme objectif de réaliser une description exhaustive des RA sans pour autant réellement chercher à analyser l'aptitude du RA à remplir les critères lui permettant d'accomplir un objectif donné. Elles ne permettent que rarement de réaliser des tests rigoureux d'hypothèses qui eux seuls permettraient de ne pas se border à des approches descriptives, certes indispensables mais pas suffisantes dans une perspective d'évaluation à long terme. Ce ne sont donc pas toujours les ressources allouées aux différentes études qui sont limitantes, mais quelques fois les protocoles expérimentaux développés ou les techniques d'analyse de données utilisées.

TRANSITION

Les effets des récifs artificiels sur les assemblages de poissons peuvent être très contrastés d'un type de structure ou d'une zone à l'autre. Il est fréquent que les effets soient même très variables sur différents récifs artificiels identiques d'une même zone. Or, en regard des coûts d'immersion, il est souvent nécessaire d'apporter une justification claire de leurs objectifs aux financeurs. De plus, certains riverains peuvent également s'offusquer de l'immersion dans le milieu marin de structures artificielles et il est important pour les administrateurs locaux de disposer de preuves de leur intérêt potentiel. Enfin, l'immersion de RA est le plus souvent destinée à un type d'usage particulier. Les considérations précédentes ont comme conséquence de faciliter grandement l'identification de critères cibles ou d'indicateurs de suivi pour leur évaluation.

La variété des effets potentiels des aires marines protégées et la diversité des structures de gestion rendent plus difficile l'élaboration d'indicateurs d'évaluation. Même si une hiérarchisation des objectifs est clairement établie, différents critères d'évaluation peuvent être sélectionnés pour un même objectif. Chaque indicateur d'évaluation ne possède pas les mêmes caractéristiques et la même sensibilité aux effets que l'on souhaite mettre en évidence. Pour un objectif donné, les échelles spatio-temporelles auxquelles la réponse est attendue, la taille de l'effet, ou encore les ressources disponibles pour l'évaluation, sont autant de facteurs à prendre en compte dans le choix de critères d'évaluations. Il convient donc de choisir de manière appropriée ces indicateurs. Le chapitre qui suit se décompose en deux parties. La première est une approche pluridisciplinaire qui propose une évaluation des indicateurs proposés jusqu'ici dans la littérature en fonction de deux critères : la pertinence et l'efficacité. La seconde partie discute de la part respective des approches empiriques et des approches par modélisation à fournir des indicateurs pertinents et efficaces afin de déterminer la méthode la mieux adaptée à l'évaluation des AMP.

IV. LES INDICATEURS

**IV. A. CONCEVOIR DES
INDICATEURS POUR ÉVALUER
LES EFFETS DES AIRES
MARINES PROTÉGÉES SUR LES
ÉCOSYSTEMES CORALLIENS :
UNE APPROCHE
PLURIDISCIPLINAIRE**

Aquat. Living Resour. 18, 15–33 (2005)
 © EDP Sciences, IFREMER, IRD 2005
 DOI: 10.1051/alr:2005011
 www.edpsciences.org/alr

**Aquatic
 Living
 Resources**

Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint

Dominique Pelletier^{1,a}, Jose A. García-Charton², Jocelyne Ferraris³, Gilbert David⁴, Olivier Thébaud⁵, Yves Letourneur⁶, Joachim Claudet^{1,7}, Marion Amand^{1,8}, Michel Kulbicki^{3,8} and René Galzin⁷

¹ IFREMER, Laboratoire MAERHA (Mathématiques Appliquées à l'Exploitation des Ressources halieutiques), BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France

² Universidad de Murcia, Departamento de Ecología e Hidrología, Campus de Espinardo, 30100 Murcia, Spain

³ IRD-UR CoRéUs, Université de Perpignan, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan, France

⁴ IRD-US Espace, BP 172, 97492 Ste Clotilde, La Réunion

⁵ IFREMER Centre de Brest, Service d'Economie maritime, BP 70, 29280 Plouzané, France

⁶ Université de la Méditerranée, Centre d'Océanologie de Marseille, UMR 6540 Dimar, Campus de Luminy, Case 901, 13288 Marseille Cedex 9, France

⁷ EPHE UMR 8046 CNRS, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan Cedex, France

⁸ IRD Centre de Nouméa, Unité de Recherche CoRéUs, BP A5, 98848 Nouméa Cedex, Nouvelle-Calédonie

Received 24 February 2004; Accepted 18 September 2004

Abstract – The present paper aims at identifying and assessing indicators of the effects of Marine Protected Areas (MPAs) in coral reef regions, based on a bibliography review in ecology, economics and social sciences. First the various effects studied within each of these domains and the variables used to measure them were censused. Potential ecological indicators were assessed through their link with the question used (here termed “relevance”) and their “effectiveness” which encompasses the issues of precision, accuracy and statistical power. Relevance and effectiveness were respectively measured by the frequency of use of each indicator and the proportion of significant results in the reviewed articles. For social and economic effects, the approach was not possible due to the low number of references; we thus discussed the issue of finding appropriate indicators for those fields. Results indicate: 1- the unbalance in literature between disciplines; 2- the need for protocols and methodologies which include controls in order to assess MPA effects; 3- an important proportion of ecological indicators with low effectiveness; 4- the large number of ecological effects still not studied or not demonstrated at present.

Key words: Marine Protected Areas / Ecological, economic and social indicators / Pluridisciplinary / Coral reef ecosystems / Coastal management

Résumé – **Quels indicateurs pour évaluer les effets des aires marines protégées sur les écosystèmes coralliens ?**

Un point de vue pluridisciplinaire. Cet article vise à identifier des indicateurs de l'effet des aires marines protégées (AMP) en milieu corallien, sur la base d'une synthèse bibliographique dans les domaines écologiques, économiques et sociaux, et principalement en milieu corallien. Nous recensons d'abord les différents effets attendus des AMP pour chacun des domaines, et les variables retenues pour les étudier. Les indicateurs écologiques potentiels sont évalués au travers de leur lien avec l'effet étudié (ici appelé « pertinence ») et de leur « efficacité » qui regroupe les notions de précision, justesse et puissance statistique. Pertinence et efficacité sont respectivement mesurées par la fréquence d'utilisation et la proportion de résultats significatifs trouvés dans les articles recensés. Pour les aspects économiques et sociaux, le faible nombre de références ne permet pas une approche comparable à celle utilisée pour les indicateurs écologiques, et nous discutons donc de la question de l'identification d'indicateurs, et suggérons quelques pistes de recherche. Les principales conclusions de ce travail sont : i) le décalage entre les nombres de publications entre disciplines ; ii) la nécessité de protocoles et méthodologies incluant des situations de contrôle pour évaluer les effets des MPA ; iii) la faible efficacité de nombreux indicateurs écologiques ; et iv) le nombre élevé d'effets peu ou pas étudiés ou démontrés à l'heure actuelle.

^a Corresponding author: dpellet@ifremer.fr

1 Introduction

Coral reefs are an outstanding feature of shallow marine areas in tropical regions of the world. They are home to more than one quarter of all known marine fish species (McAllister 1988; Sale 2002; Moberg and Rönnback 2003). Estimates of the seafood productivity of properly managed reefs range from 15 (Bryant et al. 1998) to 35 t km⁻² y⁻¹ (Russ 1991). Coral reefs host ecosystems that represent a small fraction of the world's commercial fish yield (about 10% of global catches in volume according to FAO figures of 1989), but support subsistence and local economy needs in many developing countries (Medley et al. 1993). Coral reefs have been estimated to provide each year roughly € 30 billion in net benefits in goods and services to world economies, including tourism, fisheries and coastal protection (Cesar et al. 2003). Marine Protected Areas and in particular no-take marine reserves have long been envisaged as a way to protect coral reef ecosystems and associated fisheries, because they were thought more practical than other forms of fishery management (Roberts and Polunin 1991).

The term “Marine Protected Area (MPA)” is defined here in the classical sense of “any area of intertidal or subtidal terrain, together with its overlying water and associated flora, fauna, historical and cultural features, which has been reserved by law or other effective means to protect part or all of the enclosed environment” (Kelleher and Kenchington 1992), corresponding to resolution 17.38 of the 1988 World Conservation Union (IUCN) General Assembly. In the literature, the terms marine reserve, marine protected area, no-take zone, harvest refugia, sanctuary are often used for areas where fishing is totally prohibited (but see Agardy et al. 2003 for a presentation of the terms in use). In this article, we used the term marine reserve for this kind of area, and the term MPA in the wider sense defined hereabove. However, we do not consider customary marine tenures as described in Ruddle (1989) and Ruddle and Johannes (1990), i.e. Traditional Territorial Use Rights for Fishing (TURF).

MPAs are recent compared to terrestrial protected areas. There were 118 marine protected areas in 1970, 319 by 1980 (Silva et al. 1986; Kelleher and Kenchington 1992), and by 1995, their total number exceeded 1300 (Kelleher et al. 1995). This dynamics was spurred in part by international conventions and organisations such as the World Conservation Union (IUCN), which created specific programs for promoting a worldwide system of MPA, with the main objective “to provide for the protection, restoration, wise use, understanding and enjoyment of the marine heritage of the world in perpetuity through the creation of a global, representative system of MPAs and through the management in accordance with the principles of the world conservation strategy of human activities that use or affect the marine environment” (Kelleher and Kenchington 1992). Most MPAs located in developing countries were created under the impetus of international organisations (like United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO), United Nations Environmental Program (UNEP), United Nations Development Program (UNDP), IUCN, World Wide Fund for Nature or World Bank), national NGOs or private

donors. Out of the 1300 MPA recognised by IUCN¹, 400 have been established in coral reefs (Salvat et al. 2002), mostly in the last two decades. Concomitantly, MPA have been more and more studied as a “new” tool for marine ecosystem conservation and fisheries management, giving rise to many scientific publications, and a number of international conferences, workshops and research projects (Dugan and Davis 1993; Yoklavitch 1998; Conover et al. 2000; Polunin 2000; Kruse et al. 2001; Sumaila and Alder 2001; National Research Council 2001).

Although there are a number of studies aimed at assessing MPA-related effects, more insight is needed into the question of assessing the ability of MPAs to achieve the management objectives initially stated, taking into account managers' expectations, monitoring needs and constraints. This implies looking at the indicators that are appropriate for assessing the effects of MPAs on ecosystems, resources and human activities. An indicator may be seen as a qualitative or quantitative variable that can be obtained from field surveys or from models, and that can be directly linked to a management objective or a research question (see Ferraris et al. 2005 for references). These authors proposed two main desirable features for a good indicator: i) the relevance to the assessment of interest, i.e. the link with the assessment objective; and ii) the effectiveness, i.e. the reliability in terms of precision, accuracy of the indicator and risk of making a wrong assessment. Selecting appropriate indicators for the assessment of MPA effects thus implies to first identify the objectives that prevail in MPA establishment.

The aim of the article is to identify and characterise the indicators used for assessing the effects of MPAs on coral reef ecosystems, and their associated economic and social consequences, taking the general objectives of MPA creation into account. We focus on quantitative indicators, although we acknowledge the existence of qualitative approaches, that may sometimes be more suitable in data-poor situations or in the case of social studies. Consistently with the definition of indicators proposed above, we make a distinction between the effects of MPAs that need to be estimated, the variables or indices used to measure these effects, and the criteria which can be used to assess the performance of these variables as indicators.

We examined the existing literature to list the ecological, economic and social effects that can be expected from the implementation of an MPA. For each of the effects identified, we listed the variables that were used in published empirical studies. For ecological effects, the relevance and effectiveness of each potential indicator were assessed using scores based on the bibliography analysis. For economic and social effects, we critically discussed the possibility of defining indicators from existing literature.

2 Management objectives

At the 1992 Congress of the World Commission on Protected Areas² (WCPA), a total of six categories of protected

¹ United Nations list of National Parks and Equivalent Reserves, 1997 edition.

² Includes all protected areas, both terrestrial and marine.

Table 1. Management objectives for marine protected areas (MPA), as listed from the literature. Objectives linked to resolution of conflicts between different users groups were not reported.

Domain	Conservation Heritage preservation	Knowledge	Fishing	Other uses
Objectives	Conservation Habitat protection Protection of emblematic species Heritage preservation	Education Research	Protection of resources Nursery protection Sustainable exploitation Rehabilitation of resources	Promotion of tourism and recreational activities (e.g. diving)

areas reflecting different management regimes and objectives were agreed upon: 1) strict nature reserve/wilderness area; 2) national park; 3) natural monument; 4) habitat/species management area; 5) protected landscape/seascape; 6) management resource protected area. This classification was endorsed at the IUCN general assembly in 1994 (David 1998). Salm et al. (2000) see two main motivations for MPAs: ensuring sustainability of economic resources, and protection of species, biodiversity and landscapes. In a review of 30 articles, Boersma and Parrish (1999) listed more precisely the objectives of establishing marine reserves: protection of local marine resources (93%), promotion or control of tourism (67%), protection of biodiversity (67%), and enhancement of fisheries through protection or management (53%). In the present review, we summarized management objectives from existing literature into four domains: conservation, knowledge, fisheries and other uses (Table 1).

In addition to these objectives, managers also view MPA as a mean to control access to coastal areas for resolving present or anticipated conflicts between coastal area users (Agardy 2000; Claudet and Pelletier 2004). A potential objective of MPAs may be to strengthen property and liability rights to the protected ecosystems, thereby ensuring their more efficient use and protection (Hoagland et al. 1995). This standpoint has however been challenged by Crosby et al. (2002), who pointed out that limiting access to marine resources for some user groups, in particular fishermen, may disrupt the socio-economic stability of coastal communities and result in conflicts among user groups competing for the same limited resources.

3 Effects of MPA establishment: Expectations and observations

In this section, we reviewed the main effects expected from the establishment of an MPA. We examined articles studying the impact of MPAs from ecological, economic and social standpoints. Although the review focused on coral reef ecosystems, we also included a number of studies pertaining to other ecosystems. A distinction was made between effects pertaining to marine populations and ecosystems (referred to as “Ecological effects”), and effects pertaining to economic and social aspects. The literature search focused on primary journals. For ecological effects, the search was restricted to empirical studies concerning existing MPAs, i.e. 94 references. In the case of economic effects, both modelling and empirical studies were considered, which amounted to 32 references. In the case of social effects, we excluded papers that were purely

descriptive accounts and too qualitative to allow for subsequent indicator definition. Under these conditions, only 10 accessible references could be found. In each domain, references were classified according to the effects studied, and the variables observed and/or analysed were reported.

3.1 Ecological effects

More than 20 expected effects were listed from articles including a bibliography review (Plan Development Team 1990; Roberts and Polunin 1991, 1993; Jones et al. 1992; Dugan and Davis 1993; Rowley 1994; Bohnsack 1996; Allison et al. 1998; Lauck et al. 1998; García-Charton and Pérez-Ruzafa 1999; Crowder et al. 2000; García-Charton et al. 2000; Pinnegar et al. 2000; Planes et al. 2000; Roberts and Hawkins 2000; Russ 2002; Sánchez-Lizaso et al. 2000; Halpern 2003). These articles generally distinguish effects expected inside and outside the protected areas. Effects of MPA on the environment and ecosystem surrounding the MPA are tied to spillover, i.e. emigration and/or dispersion of recruited stages and exportation of eggs and larvae, the MPA acting as a biomass reservoir, if possible enhancing fisheries yields. Some of the listed effects within MPA may appear redundant since they were formulated in different ways by authors. In the present article, effects were classified as: i) effects at population level (Table 2); ii) effects at community level (Table 3); iii) habitat-related effects (Table 4). Note that expected effects may be desirable or undesirable with respect to management objectives.

Most studies focused on effects at population level, like protection of spawning stock biomass of exploited species (55 references), rehabilitation of demographic structure (35 references) and to a lesser extent exportation of biomass outside the MPA (24 references). At community level, the effects studied are mainly restoration of and changes in assemblage structure (22 references), protection of biodiversity (23 references), and indirect effects on algae and invertebrates (15 references). The other effects are less often addressed in the literature. In particular, habitat-related effects are rarely analysed in the articles reviewed (10 references). Note that the most frequently considered effects are all studied through visual observations of fish abundance and experimental fishing. Commercial catch and effort are seldom used in this kind of studies, except for evaluating the enhancement of fisheries yields around the MPA. To our knowledge, there is no empirical study for several effects mentioned in review articles, namely i) protecting intra-specific genetic diversity; ii) protecting and promoting biodiversity through protection of endangered species; iii) protecting against fishery-related depletion at community level; iv) facilitating recovery from

Table 2. Expected MPA effects at population level, and variables measured to evidence these effects. Expected effects were listed from the references listed from review articles quoted at the beginning of Sect. 2.1. Variables measured were listed from the articles cited. LHT stands for Life History Traits.

Expected effect	Variables measured	Studies
1. Protecting critical spawning stock biomass of species from fishery-related depletion	density, biomass, Catch Per Unit Effort (CPUE) (also termed catch rate), species richness of target species group, frequency of occurrence	Bell (1983); Russ (1985); McClanahan and Muthiga (1988); Buxton and Smale (1989); Russ and Alcala (1989); Cole et al. (1990); García-Rubies and Zabala (1990); Yamasaki and Kuwahara (1990); Bennett and Attwood (1991); Roberts and Polunin (1992); Armstrong et al. (1993); Buxton (1993); Holland et al. (1993); Polunin and Roberts (1993); Francour (1994); McClanahan (1994); Harmelin et al. (1995); Dufour et al. (1995); McClanahan and Kaunda-Arara (1996); Roberts (1995); Jennings et al. (1995, 1996); Letourneur (1996); Russ and Alcala (1996a); Rakitin and Kramer (1996); Stoner and Ray (1996); Watson et al. (1996); Edgar and Barrett (1997); Sluka et al. (1997); Wantiez et al. (1997); Ciriaco et al. (1998); Russ and Alcala (1998)a,b; Babcock et al. (1999); Chapman and Kramer (1999); Johnson et al. (1999); La Mesa and Vacchi (1999); Millar and Willis (1999); Wallace (1999); Chiappone and Sealey (2000); McClanahan et al. (1999); Chiappone et al. (2000); Francour (2000); Kelly et al. (2000); McClanahan (2000); Paddock and Estes (2000); Tuya et al. (2000); Jouvenel and Pollard (2001); McClanahan et al. (2001); Roberts et al. (2001); Macpherson et al. (2002); Rowe (2002); Westera et al. (2003); Denny and Babcock (2004); García-Charton et al. (2004) (55 references)
2. Rehabilitating population age structure	Average, modal, size range, size distribution, density or frequency of large / old individuals	Davis (1977); Buxton and Smale (1989); Yamasaki and Kuwahara (1990); Bennett and Attwood (1991); Roberts and Polunin (1992); Armstrong et al. (1993); Buxton (1993); Polunin and Roberts (1993); Francour (1994); Harmelin et al. (1995); Dufour et al. (1995); Ferreira and Russ (1995); Letourneur (1996); McClanahan and Kaunda-Arara (1996); Rakitin and Kramer (1996); Edgar and Barrett (1997); Sluka et al. (1997); Wantiez et al. (1997); Piet and Rijnsdorp (1998); Babcock et al. (1999); Chapman and Kramer (1999); Johnson et al. (1999); La Mesa and Vacchi (1999); Wallace (1999); Chiappone and Sealey (2000); Chiappone et al. (2000); Kelly et al. (2000); McClanahan (2000); Paddock and Estes (2000); Tuya et al. (2000); Jouvenel and Pollard (2001); Béné and Tewfik (2003); Westera et al. (2003); Willis et al. (2003a); Denny and Babcock (2004) (35 references)
3. Exportation of biomass	Nb. recaptures, distance travelled, trajectories, density, mean size, biomass and CPUE outside MPA, residence time	Davis (1977); Gitschlag (1986); Buxton and Allen (1989); Davis and Dodrill (1989); Yamasaki and Kuwahara (1990); Holland et al. (1993); Attwood and Bennett (1994); McClanahan and Kaunda-Arara (1996); Rakitin and Kramer (1996); Russ and Alcala (1996b); Zeller and Russ (1998); Chapman and Kramer (1999, 2000); Johnson et al. (1999); Millar and Willis (1999); McClanahan and Mangi (2000); Eristhee and Oxenford (2001); Meyer et al. (2000); Roberts et al. (2001); Willis et al. (2001, 2003a); Thorrold et al. (2001); Rowe (2002); Zeller et al. (2003) (24 references)
4. Enhancing fisheries yield	CPUE, fishing effort (nb. gears, nb. fishers, spatial distribution)	Alcala (1988); Davis and Dodrill (1989); Alcala and Russ (1990); Yamasaki and Kuwahara (1990); Bennett and Attwood (1991); McClanahan and Kaunda-Arara (1996); Frank et al. (2000); Roberts et al. (2001); Rowe (2002) (9 references)
5. Increasing fecundity and production of eggs and larvae	Egg production, larvae and nest density	Stoner and Ray (1996); Ciriaco et al. (1998); Edgar and Barrett (1999); Chiappone and Sealey (2000); Kelly et al. (2000); Valles et al. (2001); Rowe (2002); Béné and Tewfik (2003) (8 references)
6. Density-dependent changes in LHT and parasitism	Sex ratio, parasite abundance and prevalence, condition index	Buxton (1993); Sasal et al. (1996); Edgar and Barrett (1999) (3 references)
7. Protection of recruitment	Recruitment index, Juvenile survival rate	Frank et al. (2000)

catastrophic human and natural disturbances; v) increasing population stability and resilience; vi) recolonisation of shallow habitats by target species; and vii) maintaining areas with undisturbed habitats.

Protection of genetic diversity (i) is probably limited by the relative recentness of most MPA and the scarcity of long term ecological studies in general. Protection of endangered species (ii) should be easier to evaluate, but restoration of long-lived

species also requires medium to long term monitoring (see e.g. Bjorndal et al. 1999 for an example on marine turtles).

Protection of community against fishery-related depletion (iii) may be seen as a longer term perspective on the issue of sustainable management, addressing the question: “does the MPA guarantee that the community is going to recover from overexploitation?”. Studying recovery from catastrophic events (iv) requires that recovery may be monitored over a

Table 3. Expected MPA effects at the community level, and variables measured to evidence these effects. Expected effects were listed from the references listed from review articles quoted at the beginning of Sect. 2.1. Variables measured were listed from the articles cited. Species groups means families, trophic groups or vulnerable species.

Expected effect	Variables measured	Studies
8. Restoration of / Changes in assemblage structure	Species composition and relative abundance of particular species groups, species richness per group slope of biomass spectrum, stomach content composition	Russ (1985); Russ and Alcala (1989); Polunin and Roberts (1993); McClanahan (1994); Harmelin et al. (1995); Jennings et al. (1995); Letourneur (1996); McClanahan and Kaunda-Arara (1996); Edgar and Barrett (1997, 1999); Wantiez et al. (1997); Arias-Gonzales (1998); Piet and Rijnsdorp (1998); Russ and Alcala (1998a,b); McClanahan et al. (1999); Paddock and Estes (2000); Macpherson et al. (2002); Shears and Babcock (2002); Westera et al. (2003); Denny and Babcock (2004); García-Charton et al. (2004) (22 references)
9. Protection of biodiversity	Species richness and diversity indices, species-area relationship	Bell (1983); Russ (1985); Russ and Alcala (1989); Cole et al. (1990); García-Rubies and Zabala (1990); Roberts and Polunin (1992); Dufour et al. (1995); Harmelin et al. (1995); Jennings et al. (1995, 1996); Letourneur (1996); Rakitin and Kramer (1996); Watson et al. (1996); Edgar and Barrett (1997); Wantiez et al. (1997); Arias-Gonzales (1998); Russ and Alcala (1998b); Johnson et al. (1999); La Mesa and Vacchi (1999); McClanahan et al. (1999); Francour (2000); Macpherson et al. (2002); Denny and Babcock (2004) (23 references)
10. Indirect effects on algae and invertebrates (cascade effect, food-chain reactions)	Invertebrate density, size and weight, coral cover, spatial distribution of species, predation rate	McClanahan and Muthiga (1988); Castilla and Bustamante (1989); Cole et al. (1990); Engel and Kvitek (1998); Babcock et al. (1999); Edgar and Barrett (1997, 1999); Epstein et al. (1999); McClanahan et al. (1999, 2001); Paddock and Estes (2000); Tuya et al. (2000); Dulvy et al. (2002); Shears and Babcock (2002, 2003); Westera et al. (2003) (15 references)
11. Increasing ecosystem stability and resilience	Temporal variability of diversity, biomass and density	Francour (1994, 2000)

Table 4. Expected MPA effects upon habitat, and variables measured to evidence these effects. Expected effects were listed from the references listed from review articles quoted at the beginning of Sect. 2.1. Variables measured were listed from the articles cited.

Expected effect	Variables measured	Studies
Protecting essential habitats for larvae settlement, recruitment, spawning and feeding Maintaining areas with undisturbed habitats	density, biomass and species richness of epibenthos and endobenthos, substrate perturbations, CPUE of exploited fish	Castilla and Bustamante (1989); Edgar and Barrett (1999); Hoffman and Dolmer (2000); Paddock and Estes (2000) (4 references)
Detrimental effects due to non-exploitative uses ³	density, biomass and species richness of epibenthos, substrate perturbations	Engel and Kvitek (1998); Epstein et al. (1999); Roupheal and Inglis (2001); Tratalos and Austin (2001); Milazzo et al. (2002); Zakai and Chadwick-Furman (2002) (6 references)

long period of time in both MPA and surrounding areas. Both iii) and iv) require long term studies. In addition, explicit quantitative models of exploited community dynamics may prove necessary to address point iii).

3.2 Economic effects

Contrary to studies of ecological effects and experiences in MPA implementation, the number of applications of economic analysis to assess MPA benefits is small (Talbot 1994; Hoagland et al. 1995; Farrow 1996). As underlined by Rudd et al. (2003), MPAs have rarely been the focus of rigorous policy analyses that consider a full range of economic costs and

³ e.g. trampling, erosion by divers, mooring iMPActs, food-chain reactions.

benefits, including management costs. A limited number of recent publications reviewed the economic effects of marine protected areas, either directly (Dixon 1993; Dixon et al. 1993; Crosby 1994; Hoagland et al. 1995; Pendleton 1995; Farrow 1996; Carter 2003) or via the discussion of the economic value of reef ecosystem goods and services (Hodgson and Dixon 1992; Spurgeon 1992; Lipton and Wellman 1995; Cesar 1996; Turner and Adger 1996; Moberg and Folke 1999; Ledoux 2002; Cesar et al. 2003).

Hoagland et al. (1995) is one of the rare references aiming at establishing a state of the art on assessing MPA net benefits. In their review, only a limited number of references primarily addressed the economic assessment of MPA in coral reef environments: 10 references (out of 61) dealt with the economic valuation of the costs and benefits associated to tropical MPAs, among which 3 references presented empirical estimates of

Table 5. Expected economic effects of implementing a MPA, and variables measured to evidence these effects. References are presented according to type of contribution. In empirical studies, quantitative estimates obtained from data are provided. “Discussed in article” means that the subject is mentioned and discussed from a general and/or theoretical standpoint. Modelling studies present results from mathematical models to illustrate the subject.

Expected priced effect	Variables measured	References	
<i>Financial effects of setting up and managing a MPA</i>			
Costs of designing and implementing a MPA	Direct financial costs of setting up a MPA Costs of compensatory measures for displaced activities	Empirical studies	Dixon (1993); Dixon et al. (1993); Pendleton (1995); Cesar (2002); Bhat (2003)
		Discussed in article	Meganck (1991); Turner and Adger (1996)
Management costs and revenues	Costs of management, monitoring and enforcement Revenues derived from charging users of the MPA (as cost-recovery and/or management instrument)	Empirical studies	Dixon (1993); Dixon et al. (1993); Pendleton (1995); Cesar (2002); Bhat (2003)
		Discussed in article	Turner and Adger (1996)
<i>Opportunity costs of protection</i>			
Opportunity costs of protection	Value of foregone net benefits from the various activity exclusions or limitations resulting from the MPA	Empirical studies	Dixon (1993); Dixon et al. (1993)
		Discussed in article	Cesar (2002)
<i>Effects on commercial fisheries (other than opportunity costs of protection)</i>			
Change in fishing activity and net benefits derived from fishing inside and outside the MPA	Changes in fishing effort, landings in volume and value, catch per unit of effort, operational costs of fishing, income levels derived from fishing, congestion costs (both within and outside the MPA)	Empirical studies	Lipton and Wellman (1995); Cesar (2002)
		Discussed in article	Sumaila and Charles (2002)
		Modelling studies	Holland and Brazee (1996); Hannesson (1998); Conrad (1999); Holland (2000); Sanchirico and Wilen (2001, 2002); Anderson (2002); Boncoeur et al. (2002); Hannesson (2002); Roberts and Sargant (2001); Rodwell et al. (2001)
<i>Effects on recreation-based commercial activities (other than opportunity costs of protection)</i>			
Change in recreation-based activities, and associated net benefits to private businesses	Number of visits and gross expenditure directly related to the MPA, net benefits to local recreation-based businesses, net benefits to international recreation-based businesses	Empirical studies	Dixon (1993); Dixon et al. (1993); Kenchington (1993); Lipton and Wellman (1995); Pendleton (1995); Turner and Adger (1996); Brown et al. (2001); Cesar (2002); Bhat (2003)
		Discussed in article	Kenchington (1991); Badalamenti et al. (2000)
Public costs and benefits associated to the development of recreation-based commercial activities	Changes in public revenue from taxes and user fees on recreational activities, and costs of public support to the recreation-based commercial activities	Empirical studies	Dixon (1993); Dixon et al. (1993)

market values, and another 3 references reported empirical estimates of non-market values (Tables 5 and 6). Remaining references mostly comprised (i) economic valuation studies of tropical reef ecosystems, which can be useful to discuss the costs and benefits of ecosystem protection (8 references); (ii) theoretical approaches to coastal and marine protected areas valuation (17 references); and (iii) general problems of

protected areas design and management, and tropical marine ecosystems management issues (15 references).

The present review of the more recent literature confirms this analysis. Although there is a growing interest for bio-economic modelling of area-based fisheries management measures (Holland 2000; Pezzey et al. 2000; Sanchirico and Wilen 2001; Sumaila and Charles 2002) few new empirical

Table 6. Expected economic unpriced effects of implementing a MPA, and variables measured to evidence these effects. References are presented according to type of contribution. All references provide quantitative estimates for studying the effect mentioned, except those in italics that only discuss the subject.

Expected unpriced effect	Variables measured	References
<i>Benefits to recreational users (extractive and non-extractive use values)</i>		
Benefits associated to changes in the number and value of recreational experience	Variation in number of visits directly related to the MPA, variation in consumer surplus associated to a visit	Leeworthy (1991); Dixon et al. (1993); Lipton and Wellman (1995); Pendleton (1995); Brown et al. (2001); Arin and Kramer (2002)
<i>Benefits of the protection of ecosystem services (indirect-use and non-use values)</i>		
Benefits associated to changes in the status of the protected reef ecosystem	Variation in indirect-use and non-use value of ecosystem services	<i>Farrow (1996)</i> ; Spash et al. (1998); Bhat (2003); Gustavson (2002)
<i>Longer term costs of MPA overuse</i>		
External costs of the development of recreational activities (ecological impacts and loss of amenity)	Variation in number of visits directly related to the MPA, congestion costs, consumer surplus associated to the visit of a degraded ecosystem	<i>Geen and Lal (1991)</i> ; <i>Kenchington (1991)</i> ; Dixon (1993); Dixon et al. (1993); <i>Davis and Tisdell (1995, 1996)</i> ; Brown et al. (2001)

analyses have been published. Only some of the goods and services provided by reef ecosystems have been included in published valuation exercises, mostly focusing on tourism and recreation, and to a lesser extent on fisheries (Moberg and Folke 1999).

Two kinds of economic effects were distinguished: priced effects (Table 5) that refer to the effects on human activity that can be measured using market prices, and unpriced effects (Table 6) that refer to the effects that require the application of specific valuation methods as they relate to goods and services not traded in markets (see e.g. Turner and Adger 1996). Priced effects described in the literature include financial effects of setting up and managing MPAs, the opportunity costs of protection (i.e. foregone benefits for the users affected by MPA implementation), and the costs and benefits to ecosystem users, in particular commercial fisheries and recreational businesses (Table 5). While MPAs are often assumed to be a preferred option in terms of ease of management, there are few published estimates of the costs of setting up MPAs and/or costs of monitoring and enforcement of effectively applied MPAs (Hoagland et al. 1995). The financial effects of setting up and managing a MPA include design and implementation costs (7 references), management costs and revenues (6 references). In addition to these financial effects, protection usually involves restrictions of access such as limitations or prohibitions on fishing, collecting, mineral exploitation, diving, boating, etc. (Crosby 1994). These were considered in several references as potential significant sources of opportunity costs for MPAs (3 references, Table 5).

Expected economic effects of MPAs on commercial fisheries include changes in fishing activity and in net benefits derived from fishing both inside and outside the MPA. Inside the MPA, they include the costs of new constraints on harvesting and benefits of decreased fishing pressure for the remaining fishing activities. Outside the MPA, they include the costs of displaced effort for fishers and the benefits due to spillover effects. While there has been a growing number of studies discussing these expected impacts from a theoretical perspective (11 references), few empirical applications have

been published, particularly in coral reef ecosystems (2 references, Table 5).

More empirical work was carried out on the effects of MPA on recreation-based uses of coral reef ecosystems⁴, i.e. associated net benefits to private businesses (13 references), and public costs and benefits associated to these changes (2 references). An important issue here is the allocation of benefits and costs within the local economy, and between the local economy and the rest of the world (Crosby 1994).

Regarding unpriced effects (Table 6), references discuss (and sometimes estimate) the value of changes in the status of protected ecosystems to non-commercial users (7 references), indirect users of ecosystem services and non-users (4 references). Non-commercial users are those who derive value from both extractive and non-extractive uses of the ecosystem, but references mainly consider changes affecting recreational users such as divers. Indirect users benefit from the protection of the ecosystem through the preservation of the services it provides, e.g. the protection from erosion and storm surge afforded by reefs to coastal areas, or the role of seagrass beds in the ecological dynamics of reef species having direct use value (see Holmlund and Hammer 1999 for a discussion of ecosystem services generated by fish populations). Non-users are people granting value to the preservation of coral reef ecosystems independently of any present or future use.

Finally, the existing literature also discusses non-market consequences of the development of recreational activities within MPA, which can lead to overuse if no controls on access are put in place, with negative impacts on the ecosystem and the value of the services it provides (8 references).

3.3 Social effects

While we have focused in the previous point on the economic valuation of MPAs, their other social consequences should also be acknowledged as important components of

⁴ With the limitation of some studies to an assessment of the gross expenditure directly associated to the protected areas (see below).

MPA assessment. In particular, the perception of people directly and indirectly affected by the MPA has been stressed as crucial, as it may affect the degree of support or opposition to MPAs, with consequences on the effectiveness of protection (Fiske 1992; Alder 1996; Wolfenden et al. 1998; Sant 1996; Cocklin et al. 1998; Schafer and Benzaken 1998; Suman et al. 1999). In practice, perception is measured via surveys directed at eliciting people's attitudes towards existing (Alder 1996; Shafer and Benzaken 1997; Suman et al. 1999) or projected (Sant 1996) MPAs. Beyond the few references dealing with the perception and attitudes of stakeholders regarding MPAs (Wolfenden et al. 1994; Sant 1996; Cocklin et al. 1998; Schafer and Benzaken 1998; Suman et al. 1999), published assessments of MPA social effects mainly relate to user involvement in co-management strategies (Elliott et al. 2001; Clifton 2003; Scholz et al. 2004), and to the assessment of the general socioeconomic factors influencing MPA success (Pollnac et al. 2001).

Social effects of MPAs are poorly documented compared to ecological and economic effects. There are two main reasons to this. First, social effects *per se* are not easily distinguished from other effects. For instance, local employment in tourism, benefits and costs of the informal sector, costs of local access to the park were listed by Brown et al. (2001) as social criteria for assessing management options in the case of a reef marine park in Tobago. However, such criteria might as well be considered as economic. Secondly, social effects are rather viewed as constraints to the achievement of MPA management objectives, than as real expectations.

In the present article, social effects of MPAs (Table 7) were classified according to three general objectives found in the literature: i) reducing and anticipating conflicts between different user groups; ii) improving visitors' satisfaction; and iii) increasing knowledge about marine ecosystems and biodiversity (for both tourists and local dwellers)⁵. Objective i) is an issue even when ecological and economic objectives are reached, because conflicts may arise if benefits are not shared. Participation and sharing of benefits are then an associated objective of i) (Christie et al. 2004). Effects linked with objective iii) are the most frequently studied (6 references). Target groups are the public or the research community (Davis and Tisdell 1995; Boersma and Parrish 1999). MPAs are seen as tools that facilitate monitoring for the assessment of anthropic consequences on coral ecosystems. Yanez Arancibia et al. (1999) consider MPAs as a suitable place for integrating science and management to the benefit of both. MPAs are also seen as a good laboratory to study Integrated Coastal Zone Management (ICZM) (David 1998).

The improvement of tourists' and local dwellers' satisfaction (objective ii) (5 references) relates to the increase in recreational facilities (Davis and Tisdell 1995), the conservation of beautiful and attractive landscapes (Boersma and Parrish 1999), the improvement of the status of marine life and

habitats (Davis and Tisdell 1995), and the protection of archaeological, historical and cultural sites (Davis and Tisdell 1995; Boersma and Parrish 1999). Reducing conflicts between different user groups (objective i)) via the zoning design and management plan is a key objective of MPAs (Suman et al 1999; Day 2002), but studies of related effects are scarce (Table 7). Note that the effects related to objective i) are mostly negative, but that some effects classified under effect ii) may also be seen as positive effects that may contribute to reduce conflicts between user groups.

Among positive effects, community participation in decision making is pointed out as a key for the success of MPA implementation (5 references). This is illustrated by Pollnac et al. (2001) in the case of community-based MPAs in the Philippines. However, community participation is not a sufficient condition as underlined by Christie et al. (2002), and other management measures are needed at a larger scale.

4 Potential indicators for the assessment of MPA impacts

In the previous section, we listed the variables studied in the surveyed literature for assessing a variety of MPA-related effects. To complete the definition of potential quantitative indicators for measuring the impact of MPA, we further need to specify the scale at which the variable was measured. In the literature, a given variable may have been used at several scales, e.g. density per species, density of species group or total density of fish community (Tables 2 and 3). A variable measured at a given level is termed a metric in the rest of the article. A metric constitutes a potential indicator for one or several effects related to the existence of a MPA.

In this section, we considered the metrics used in the surveyed literature, and we assessed their performance as potential indicators of the MPA-related effects identified in Sect. 3. In the case of ecological indicators, we proposed an assessment based on the literature review. In the case of economic and social indicators, the number of references being much lower, we critically discussed the indicators identified in Sects. 3.2 and 3.3. It is not the purpose of this paper to carry out a thorough quantitative analysis of the potential indicators identified from the literature, but rather to highlight their strong and weak points regarding the objective of assessing MPA impact.

4.1 Performance of ecological indicators

The performance criteria used are relevance and effectiveness (see Ferraris et al. 2005) for extensive definitions of indicator properties). The relevance of an indicator illustrates the link between the indicator and the effect it is supposed to indicate. The effectiveness of an indicator gathers the concept of statistical power, precision, variability, sensitiveness and the fact that there are reference values or thresholds against which the indicator can be tested. Such measures pertain to quantitative indicators which are the scope of this paper.

⁵ Note that the latter two categories of effects can in principle be included in a total economic value analysis of MPA effects. Indeed, the satisfaction of MPA users has been taken into account in a number of valuation studies. But the effects have also been measured using other approaches such as direct interviews of MPA users, which are accounted for in Table 7.

Table 7. Social effects of implementing MPAs, key factors of success, and variables measured to evidence of these effects. All references provide quantitative estimates for studying the effect mentioned, except those in italics that only discuss the subject.

Objectives	Variables measured	Effect	References
Reducing conflicts between user groups	Complains collected via questionnaires or focus groups	Strong frustration of local fishers concerning decrease in fishing effort	Suman et al. (1999) Scholz et al. (2004)
	Complains collected via questionnaires or focus groups or interviews	Frustration of local stakeholders concerning MPA boundaries and zoning, and the current management system	Sant (1996) Clifton (2003)
	Complains collected via questionnaires or focus groups	Frustration of local fishers concerning the restriction of activities	Sant (1996)
	Perception collected via questionnaires or interviews	Distrust of scientists and MPA managers with respect to stakeholders (mainly fishers), concerning the replenishment concept and the integration of their point of view in decision- making	Suman et al. (1999) Scholz et al. (2004)
	Number of offences noted by the rangers	Poaching	Clifton (2003)
	Frequency of meetings and focus groups between the public and the managers	Community participation in MPA planning and decision making	Wolfenden et al. (1994); Coklin et al. (1998); Suman et al. (1999); Pollnac et al. (2001); Clifton (2003)
	Distance of the MPAside villages from local authorities	Inputs from local authorities	Pollnac et al. (2001)
Improve satisfaction of visitors and local dwellers	Capacity to organise workshops, number of expert visits	Continuing advice from organizations supervising and funding MPA projects	Pollnac et al. (2001)
	Life expectation of projects and amount of income generated	Successful alternative income projects	Pollnac et al. (2001)
	Perception collected via questionnaires or focus groups Willingness of diver tourists to pay to visit marine sanctuaries	Satisfaction of local stakeholders, mainly conservationist group members or tourists concerning the improvement of marine life status	Sant (1996); Suman et al. (1999); Arin and Kramer (2002)
	Perception collected via questionnaires or focus groups	Satisfaction of local stakeholders concerning tourism and job opportunities and the increase in recreational activities	Sant (1996); Suman et al. (1999)
	Size of the population	Homogeneity of MPAside dwelling populations	Pollnac et al. (2001)
	Perceived crisis in terms of reduced fish population before the MPA project started	Awareness of MPAside dwelling populations about ecosystem conservation	Pollnac et al. (2001)
Increasing knowledge about marine ecosystems and biodiversity	Creation of a community-based management system Participative community co-management	Incorporation of local ecological knowledge in policy processes including MPA design and management plan	Scholz et al. (2004) Russ and Alcalá (1999); Day (2002)

4.1.1 Relevance

The relevance of a potential indicator was assessed through the number of times it was used for assessing an effect in the reviewed literature. We thus assumed that the more often a metric was used for assessing a given effect, the stronger the link between the metric and the effect. To account for size effects linked to the scale of the metrics (e.g. population level versus community level), we reported in addition the number of articles in which metrics were used. It should be noted that this measure of relevance is subject to publication bias, i.e. the review can only report the content of the article. To reduce this bias, metrics were counted in the reviewed papers from both

Method section and Results section, because the latter may not mention all metrics studied.

The proposed estimation of relevance leads us to distinguish metrics widely used in articles (here metrics used in more than five articles) (Table 8) from metrics rarely used (Table 9). A few metrics were very often used but mostly for a single effect: total density and species density to assess the effects on target populations, mean size of species for evaluating the rehabilitation of population age structure, movement patterns for studying the potential for biomass exportation; total species richness for assessing the success of management measures to protect biodiversity, and species richness per family for studying the degree in which assemblage structure

Table 8. Relevance of metrics for each ecological effect, as estimated by the total number of times (over articles) the metrics was used, and between parentheses the number of articles in which a given metrics was used. Only metrics used in more than five articles were reported. Biomass and density are respectively in weight per surface area and in numbers of individuals per surface area. Profiles refer to multivariate relative measures per species or species group (e.g. families). CPUE is either commercial or scientific. Common species are also termed important species, frequently observed species. Total refers to all species, although pelagic species and/or cryptic species are sometimes excluded. According to references, fishable species are termed fished species, commercial species, vulnerable species, target species, exploitable species or exploited species. Size range includes maximum size. Species stage includes age group, size group, maturity group. Total species richness either refers to total fish, or total invertebrates, or total algae depending on effect.

Metrics		Protecting critical spawning stock biomass	Rehabilitating population age structure	Exportation of biomass	Enhancing fisheries yield	Increasing fecundity, eggs, larvae	Density-dependent changes LHT parasitism	Restoration of assemblage structure	Protecting biodiversity	Indirect effects on algae and invertebrates	Protecting essential fish habitats	Detrimental effects on habitat
Variable	Scale											
biomass	total	27 (6)		1 (1)	1 (1)				8 (1)			
biomass	family	36 (7)					9 (1)					
biomass	trophic group	26 (4)										
biomass	species or genus	178 (6)	124 (5)							1 (1)		
density	total	42 (16)						8 (1)				
density	total over fishable species	11 (5)										
density	family	129 (13)						18 (2)	5 (1)	2 (1)		
density	trophic group	20 (6)										
density	size group	4 (3)	1 (1)					3 (1)		4 (1)		
density	species or genus	712 (29)		12 (2)						57 (9)		
density	species stage	21 (5)	17 (4)			4 (2)						
relative density	species stage	8 (4)	9 (4)			2 (1)	4 (1)					
density profile	species	1 (1)						8 (6)		3 (1)		
species richness	total			2 (1)				3 (1)	22 (14)	3 (1)		
species richness	family	58 (1)						136 (7)	2 (1)			
mean size	species or genus	3 (1)	236 (19)		10 (1)		2 (1)			23 (4)		
size distribution	species	14 (1)	30 (6)				4 (1)					
movement patterns	species			31 (10)								
home range	species			15 (8)								
site fidelity	species	2 (1)		9 (6)								
CPUE	total or per gear	7 (3)		8 (3)	10 (3)						1 (1)	
CPUE	species	57 (6)	2 (1)		10 (1)							
benthic cover	macrobenthos type									29 (5)	5 (4)	8 (1)

returned to unexploited levels. Metrics were often used to study more than one effect, in particular biomass- and density-based metrics (Table 8).

Results confirmed that, in addition to effects not studied in the literature (see Sect. 3.1), several effects have rarely been evaluated, namely protecting recruitment; increasing fecundity, egg and larvae production; the occurrence of

density-dependent effects; improving ecosystem stability; and protecting essential fish habitats (Table 8).

It is also interesting to take a look at metrics rarely used, which relevance is low given our definition (Table 9). There is a variety of such metrics, and some of them will probably prove useful in future studies, either because of their statistical properties (e.g. robustness), or their complementarity to others.

Table 9. Metrics used in less than five articles, for each ecological effect.

Effect	Metric
1. Protecting critical spawning stock biomass	density of demersal vs pelagic species, overall density of common species, overall density of non fishable species, density ratio per species, presence/absence of species, biomass of demersal/pelagic species, biomass and density per mobility group, CV of biomass and density over common species, mean density per species over fishable species, biomass/density ratio for common species, species richness of fishable species, species richness per trophic group, species richness ratio for abundant species, fraction of occupied lairs, frequency of occurrence per species, frequency of occurrence of fishable species, frequency of occurrence per species and size group, CPUE per species stage, total mortality, nest/lair density per species
2. Rehabilitating population age structure	CPUE per species stage, species sex ratio, biomass of demersal/pelagic species, density ratio per family and size group, mean size over fishable species, mean size per family, mean size per fishable species, mean size per species over fishable species, median and modal size per species, size range per species, mean size per species stage, mean age at stage
3. Exportation of biomass	CPUE per family and fishing gear, species richness of fishable species, overall density of common species, mean size per fishable species, density ratio per trophic group/family, frequency of bites, number of fishers per gear, exploited surface by fishing gear
4. Enhancing fisheries yield	CPUE per family and fishing gear, spatial distribution of CPUE and of fishing effort, number of fishers per gear, exploited surface by fishing gear
5. Protection of recruitment	recruitment index, juvenile survival rate, spatial distributions of CPUE and of recruitment
6. Increasing fecundity, eggs, larvae	mean size per species stage, catch rate of larvae per species and overall, egg production per species
7. Density-dependent changes in LHT and parasitism	growth parameters, length-weight relationship, natural mortality
8. Restoration of assemblage structure	biomass profile per family or trophic group, presence/absence of species, species richness per trophic group
9. Protecting biodiversity	species richness of fishable species, diversity index overall and per family, rarefaction curve
10. Indirect effects on algae and invertebrates	species richness per mobility group, predation rate
11. Improving ecosystem stability and resilience	CV of biomass and density over common species
12. Protecting essential fish habitats	substrate heterogeneity
13. Detrimental effects of non-exploitative uses	number of damages per coral type, richness of benthic species, number of diver contacts with ground, number of dives

But we could not study their effectiveness from the existing literature (see below).

4.1.2 Effectiveness

The effectiveness of a potential indicator was assessed from the proportion of significant effects found in the reviewed studies, whether these effects were positive or negative. The significance of a result is mostly tied to the power of the analysis, which in turn depends on the variability of the system, the sensitivity of the metric to the effect tested, and the experimental design studied (Ferraris et al. 2005). Therefore, effectiveness may thus be seen as a proxy to the statistical power of the analysis. In this definition, we did not account for the existence of reference values or thresholds. All reviewed studies were based on empirical assessments and therefore did not

provide reference values. Note however that in such studies, the provision of control sites somehow addresses the issue of reference values. In practice, the effectiveness of a potential indicator was calculated for each effect as the ratio of the number of times it gave a significant result divided by the number of times it was used, across all studies based on inferential statistical analysis. Metrics based on descriptive methods, i.e. non-inferential methods, were considered in the relevance, but excluded from the calculation of effectiveness; therefore numbers may not correspond between Tables 8 and 10. Being based on a ratio, effectiveness was only calculated for effects that were assessed in a sufficient number of studies (metrics from Table 8).

Like relevance, this measure of effectiveness is subject to publication bias, non-significant results being generally less well reported than significant ones. Again, we relied on

Table 10. Effectiveness of metrics used in the literature. Descriptive uses of metrics were excluded from computations. *Eff.* means effectiveness. *n* is the number of articles from which the effectiveness was calculated (each article generally includes several uses of the metric).

Metric		Protecting critical spawning		Rehabilitating population age structure		Restoration of assemblage structure		Protecting biodiversity		Indirect algae and effects on invertebrates		Detrimental effects on habitat	
Variable	Scale	<i>n</i>	<i>Eff.</i> 1	<i>n</i>	<i>Eff.</i> 2	<i>n</i>	<i>Eff.</i> 3	<i>n</i>	<i>Eff.</i> 4	<i>n</i>	<i>Eff.</i> 5	<i>n</i>	<i>Eff.</i> 6
biomass	total	6	85					1	88				
biomass	family	7	72										
biomass	trophic group	4	85										
biomass	species or genus	6	39	5	35					1	100		
density	total	15	56					1	38				
density	total fishable species	5	82										
density	family	12	50					1	60	1	100		
density	trophic group	6	95										
density	size group	3	75	1	100	1	0	2	50				
density	species or genus	29	41							9	39		
density	species stage	5	67	4	71								
relative density	species stage	2	83	2	71								
density profile	species	1	100			2	67						
species richness	total	3	33			1	0	13	59	1	50		
species richness	family	1	34			6	41	2	0				
mean size	species or genus	1	33	18	38					4	39		
size distribution	species	5	95	5	56								
CPUE	total	3	60										
CPUE	species	5	40										
benthic cover	macrobenthos type									4	68	1	100

the Method section. Another drawback of this approach pertains to the lack of coherence in experimental designs across studies. However, few articles contained sufficiently explicit information to account for this. Still, we believe it is useful to carry out this kind of meta-analysis, and we think this measure of effectiveness is suitable for qualitative comparisons across metrics.

The first observation is that few metrics have been widely used, since only 17 out of 41 combinations between metrics and effects were used in more than five reviewed studies (Table 10). For the first effect, the effectiveness of the most often used metrics ranges from ca. 40% (biomass and density per species) to 85% (total biomass). Total density performed relatively poorly (56%), but, interestingly, total density computed over fishable species worked better (82%).

Mean size showed surprisingly poor effectiveness (38%) as an indicator to assess the ability of MPAs to rehabilitate population age structure. Population size distribution was more effective for this effect (56%), this metric being also reasonably well related (95%) to the potential of MPAs to increase population abundance.

The expected restoration of assemblage structure was better assessed by density profiles (67% of effectiveness) than through the species richness of key families (41%), although the latter was more often used than the former. Density profiles were generally analysed through multivariate methods. Total species richness appeared as a relatively effective indicator (59% effectiveness).

The study of indirect effects of protection on algal and invertebrate assemblages (sometimes referred as “cascade

effects” of protection) was mostly approached through algae or invertebrate species (or genus) density or cover, but its effectiveness was relatively low (39%); other metrics could prove more effective, but their low utilization rate prevented us from assessing their performance.

If one excludes metrics rarely used for one effect, most efficient metrics were density per trophic group for effect 1 and size distribution for effect 2 (95% effectiveness for each).

4.2 Which indicators for the economic effects of MPA?

The small number of empirical studies of the economic impacts of MPAs made it difficult to carry out the same type of assessment as in Subsection 4.1. Rather, several methodological points should be raised with respect to indicator selection.

In principle, the economic effects of an MPA should be defined as the difference in total net economic benefits derived from the ecosystem with and without MPA (Pendleton 1995). Such differences should be calculated from the measurement of variations in the benefits and costs associated to changes in ecosystem quality and uses that result from reef protection. The metrics used in empirical studies of Tables 5 and 6 may not reflect the true economic effects of MPAs for three reasons.

First, the metrics used often referred to economic *impacts* of MPAs, and not to their economic *value*. We illustrate the difference between these two concepts by the example of accidental pollutions. Resulting cleanup activities may be regarded as having a positive economic impact, but they also have a negative economic value, since cleaning uses resources that would have been otherwise diverted to a more valuable purpose had the pollution not occurred. The key difference between the economic impacts and the economic value of an activity lies in the opportunity costs of the resources used in this activity. Hence, economic impacts relate to the effects of an MPA on levels of economic *activity*, measured e.g. in the case of recreational activities, through gross expenditure by visitors and ensuing revenues to the local and international tourism industry and to the public budget via taxes. In contrast, measuring the economic value of an MPA requires the calculation of variations in total consumer and producer surplus associated to MPA existence. Total producer surplus is calculated as a sum of *net* benefits to producers, taking into account both production and opportunity costs. Total consumer surplus is derived from the demand function for the goods and services considered, e.g. visits to the area in the case of recreation (see Pendleton 1995 for an application to the Bonaire Marine Park).

The use of indicators of the economic impacts of MPAs, rather than indicators of their economic value, is primarily due to the difficulties in estimating producer surplus and demand functions for the goods and services provided by MPAs. In comparison, the information required to assess economic impacts (e.g. number of visitors and average expenditure per visitor in the case of recreational uses) is more accessible. For the same reason, most studies indeed focus on partial rather than total value analysis, e.g. by dealing only with the measurement of a particular economic effect (Tables 5 and 6).

Second, valuation studies often focused on the value of ecosystem goods and services, rather than on changes in their

value due to the protection provided by marine parks. For example, they assessed the overall recreational benefits associated to a particular reef area, rather than the variation in these benefits entailed by the implementation of an MPA. Assessing the economic effects of a MPA thus requires the comparison of a scenario with and a scenario without the MPA, taking into account the changes in ecosystem quality and uses resulting from its creation or disappearance. Aside from the recent bio-economic modelling work focusing on the implications for fisheries of creating a closed area (Table 5), there has been little theoretical or empirical work to date along this line.

Third, because the changes that need to be measured are bound to occur over a period of time, economic assessment of MPAs should look at discounted net benefits over such a period (Pendleton 1995). Future costs and benefits occurring only in a distant future may weigh little from a present value perspective.

4.3 Social effects of MPAs: Perceptions, attitudes and conflicts

Given the scope of the paper, the paucity of empirical studies in the literature precluded any attempt to propose (not even evaluate) indicators for social effects of MPAs. The literature that can lead to indicator definition revolves around the issues of perception, attitudes and relationships between and among stakeholders, users and managers. Interviews and questionnaires are the appropriate way of collecting information in this purpose. Metrics to be used should logically be similar to those used in other fields of social sciences, but in the case of MPA, this kind of study is very little developed to date.

According to the literature, the conflicts between the stakeholders living around MPAs, and between these stakeholders and the MPA managers were the only factor which can be classified both as expected social effect and effective social effect of MPAs' implementation. According to our expertise, they are both cause and consequence of MPA failures. Due to its holistic nature, the number of conflicts per year is a potentially interesting indicator to assess the social sustainability of any MPA. It could be measured via interviews of local stakeholders. Pollnac et al. (2001) stress that the involvement of local stakeholders in MPA implementation and compliance to MPA management rules are two key factors of success, and that violation rates are not a good indicator of compliance to the rules, as they may be high where enforcement is strong, and low where it is poor. Therefore, these authors decided to have an expert panel rank the local stakeholders from 0 to 5. Similar approaches could be used to assess the degree of involvement of local stakeholders in MPA implementation.

Unlike ecological and economic studies, social studies about MPA effects are mostly in the grey literature, technical documents, reports or in books and proceedings. In France for instance, social scientists mainly publish in books in French or national symposia proceedings. This literature could not be integrated in the paper, and therefore the perception of social research on MPA may be biased if solely based on primary literature.

In addition, most studies dealing with social considerations of MPA are mainly descriptive, and it is difficult to derive potential indicators, even qualitative ones, from such approaches.

Nevertheless, we believe that social indicators are needed for a better assessment of the social consequences of MPA, and particularly to identify crisis stages through threshold values.

A holistic indicator of MPA success may also be the simple fact that the MPA continues to be effectively managed and funded several years after its establishment.

5 Conclusion

As in many studies of anthropic pressure on marine ecosystems, economic aspects and even more so social aspects are apparently less documented than ecological effects, even though this conclusion might have been mitigated, had grey literature been taken into account. In the light of these differences, distinct approaches were undertaken for each discipline.

Existing literature precludes the identification of indicators for social effects. Economic indicators were also difficult to isolate as the literature does not really address the economic effects of MPAs, but either focus on a partial analysis of MPA effects, or refer to effects on economic activities, rather than on the economic value of MPA which is more informative for management purposes. In the case of ecological effects, a number of indicators could be identified and some assessed. These indicators are not specific to MPAs nor to coral reef ecosystems, and cover ecological assessment in general. Their effectiveness could be assessed for some, showing in particular that the most widely used ones were not necessarily the most efficient (e.g. density at the species or genus level). A number of expected ecological effects have never been really tested (e.g. effects on recruitment, on habitat quality, genetic effects) or too rarely so that the performance of corresponding metrics cannot be assessed. Note that several metrics were not found relevant according to our definition, but may still prove interesting in the future. This analysis should be regarded as a first attempt to score indicators in a meta-analysis approach.

The review of both ecological and economic articles reassesses the need for assessments that take into account the evolution of the ecosystem and its uses in the absence of MPA, referred to as Before/After Control Impacts designs in ecology. Another parallel between ecological and economic studies comes from the need for integrated assessments, referred to as total value analysis in the economic field. Most studies tackle one or two effects of MPA, but never address effects at the system scale, whether the ecosystem, the fishery, or the coastal ecosystem together with its uses. In this domain, perspectives include i) integrated modeling that is in addition needed for constructing indicators of system dynamics; and ii) joint panels of complementary indicators that address different MPA-related effects.

As for ecological effects, the present review shows a striking discrepancy between all the advocated (mostly positive) effects on one hand, and on the other hand, the number of effects that are not studied, or tested through metrics with low effectiveness. This brings us to first conclude that there is an avenue for new empirical studies with rigorous experimental designs. The sources of variability inherent in natural systems make it

more difficult to devise and implement efficient designs and to set up indicators that account for these uncertainties. The goal of constructing statistically sound indicators useful for managers might be a good incentive in this respect. Russ (2002) also stressed that “there is a plethora of reviews on what marine reserves could do as a fisheries management tools, and yet there is a distinct paucity of empirical studies demonstrating what they can do”; Willis et al. (2003b) share the same opinion. Our review provides quantifications for these considerations, and shows in addition that they also apply for economic and social effects of MPA. Hence, it would be useful to devote more resources for effective monitoring of ecological, economic and social effects related to established MPAs.

A corollary to this conclusion pertains to the boom in MPA creations, with publicized optimistic views on their positive consequences, even on the short-term. As stressed by Agardy et al. (2003) “...the tendency to decree as many MPAs as possible, an eagerness to do so without a clear understanding of many of the complexities or balanced framework required ... may inadvertently impede success”. We believe that a closer collaboration with managers would be necessary to anticipate and monitor MPA effects. Investigations of social effects of MPA are particularly needed, because MPAs may be biological successes but social failures (Christie 2004). Therefore, indicators for both ecological, economic and social effects are jointly needed for MPA assessment. Projects aimed at devising ecological, economic and social indicators that are both scientifically grounded and useful for managers seem good opportunities for such collaborations.

Acknowledgements. This work was made possible through a grant of the “Programme National de l’Environnement Côtier (PNEC)”, “Action de Recherche Thématique 4” and “Chantier Nouvelle-Calédonie”. We gratefully acknowledge Patrick Christie and an anonymous reviewer for stimulating suggestions on the first version of the paper.

References

- Agardy T., 2000, Effects of fisheries on marine ecosystems: A conservationist’s perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 761-765.
- Agardy T., Bridgewater P., Crosby M.P., Day J.W., Dayton P.K., Kenchington R., Laffoley D., McConney P., Murray P.A., Parks J.E., Peau L., 2003, Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 13, 353-367.
- Alcala A.C., 1988, Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17, 194-199.
- Alcala A.C., Russ G.R., 1990, A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 46, 40-47.
- Alder J., 1996, Have tropical marine protected areas worked? An initial analysis of their success. *Coast. Manage.* 24, 97-114.
- Allison G.W., Lubchenko J., Carr M.H., 1998, Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecol. Appl.* 8, S79-S92.
- Anderson L.G., 2002, A bioeconomic analysis of marine reserves. *Nat. Resour. Modeling* 15, 311-334.

- Arias-Gonzales J.E., 1998, Trophic models of protected and un-protected coral reef ecosystems in the South of the Mexican Caribbean. *J. Fish Biol.* 53 (Suppl. A), 236-255.
- Arin T., Kramer R.A., 2002, Divers' willingness to pay visit marine sanctuaries: an exploratory study. *Ocean Coast. Manage.* 45, 171-183.
- Armstrong D.A., Wainwright T.C., Jensen G.C., Dinnel P.A., Andersen H.B., 1993, Taking refuge from bycatch issues: Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) and trawl fisheries in the eastern Bering Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 1993-2000.
- Attwood C.G., Bennett B.A., 1994, Variation in dispersal of Galjoen (*Coracinus capensis*) (Teleostei: Coracinae) from a marine reserve. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1247-1257.
- Babcock R.C., Kelly S., Shears N.T., Walker J.W., Willis T.J., 1999, Changes in community structure in temperate marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 189, 125-134.
- Badalamenti F., Ramos A.A., Voultsiadou E., Sánchez-Lizaso J.L., D'Anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz Fernandez J.A., Whitmarsh D., Riggio S., 2000, Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean protected areas. *Environ. Conserv.* 27, 110-125.
- Bell J.D., 1983, Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the North-western Mediterranean sea. *J. Appl. Ecol.* 20, 357-369.
- Béné C., Tewfik A., 2003, Biological evaluation of marine protected area: Evidence of crowding effect on a protected population of queen conch in the Caribbean. *PSZNI Mar. Ecol.* 24, 45-58.
- Bennett B.A., Attwood C.G., 1991, Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 75, 173-181.
- Bhat M.G., 2003, Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management. *J. Environ. Manage.* 67, 315-325.
- Bjorndal K.A., Wetherall J.A., Bolten A.B., Mortimer J.A., 1999, Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: An encouraging trend. *Conserv. Biol.* 13, 126-134.
- Boersma D.P., Parrish J.K., 1999, Limiting abuse: Marine protected areas, a limited solution. 31, 287-304.
- Bohnsack J.A., 1996, Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries* 21, 14-16.
- Boncoeur J., Alban F., Guyader O., Thébaud O., 2002, Fish, fishers, seals and tourists: Economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Nat. Resour. Modeling* 15, 387-411.
- Brown K., Adger W.N., Tompkins E., Bacon P., Shim D., Young K., 2001, Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecol. Econ.* 37, 417-434.
- Bryant D., Burke L., McManus J., Spalding M., 1998, Reefs at risk: A map-based indicator of threats to the world's coral reefs. World Resource Institute, Washington DC.
- Buxton C.D., 1993, Life-history changes in exploited reef fishes on the east coast of South Africa. *Environ. Biol. Fish.* 36, 47-63.
- Buxton C.D., Allen J.A., 1989, Mark and recapture studies of two reef sparids in the Tsikamma National Park. *Koedoe* 32, 39-45.
- Buxton C.D., Smale M.J., 1989, Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape coast. *J. Appl. Ecol.* 26, 441-451.
- Carter D.W., 2003, Protected areas in marine resource management: Another look at the economics and research issues. *Ocean Coast. Manage.* 46, 439-456.
- Castilla J.C., Bustamante R.H., 1989, Human exclusion from rocky intertidal of Las Cruces, central Chile: Effects on *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilliales). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 50, 203-214.
- Cesar H., 1996, Economic analysis of Indonesian coral reefs. Environment Department Paper. World Bank. <http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/essdext.nsf/44DocByUnid/623623>.
- Cesar H., 2002, The biodiversity benefits of coral reef ecosystems: Values and markets, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris.
- Cesar H., Burke L., Pet-Soede L., 2003, The economics of worldwide coral reef degradation. CEEC, Arnhem.
- Chapman M.R., Kramer D.L., 1999, Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados marine reserve boundary: Effects of reserve protection and habitat characteristics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181, 81-96.
- Chapman M.R., Kramer D.L., 2000, Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environ. Biol. Fish.* 57, 11-24.
- Chiappone M., Sealey K.M., 2000, Marine reserve design criteria and measures of success: Lessons learned from the Exuma Cays land and sea park, Bahamas. *Bull. Mar. Sci.* 66, 691-705.
- Chiappone M., Sluka R., Sealey S., 2000, Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 198, 261-272.
- Christie P., 2004, Marine protected areas as biological successes and social failures in Southeast Asia. *Am. Fish. Soc. Symp.*, in press.
- Christie P., White A., Deguit E., 2002, Starting point or solution? Community-based marine protected areas in the Philippines. *J. Environ. Manage.* 66, 441-454.
- Ciriaco S., Costantini M., Italiano C., Odorico R., Picciulin M., Verginella L., Spoto M., 1998, Monitoring the Miramare marine reserve: Assessment of protection efficiency. *Ital. J. Zool.* 65, 383-386.
- Claudet J., Pelletier D., 2004, Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquat. Living Resour.* 17, 129-138.
- Clifton J., 2003, Prospects for co-management in Indonesia's marine protected areas. *Mar. Pol.* 27, 389-395.
- Cocklin C., Craw M., McCauley I., 1998, Marine reserves in New Zealand: Use rights, public attitudes, and social impacts. *Coast. Manage.* 26, 213-231.
- Cole R.G., Ayling T.M., Creese R.G., 1990, Effects of marine reserve protection at Goat Island, northern New Zealand. *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.* 16, 233-250.
- Conover D.O., Travis J., Coleman F.C., 2000, Essential fish habitat and marine reserves: An introduction to the second Mote symposium in fisheries ecology. *Bull. Mar. Sci.* 66, 527-534.
- Conrad J.M., 1999, The bioeconomics of marine sanctuaries. *J. Bioecon.* 1, 205-217.
- Crosby M.P., 1994, A proposed approach for studying ecological and socio-economic impacts of alternative access management strategies for marine protected areas. In: D. Brunckhorst (Eds.), *Marine protected areas and biosphere reserves: Towards a new paradigm*, Australian Nature Conservation Agency, Canberra, pp. 45-65.
- Crosby M.P., Brighthouse G., Pichon M., 2002, Priorities and strategies for addressing natural and anthropogenic threats to coral reefs in Pacific Island Nations. *Ocean Coast. Manage.* 45, 121-137.
- Crowder L.B., Lyman S.J., Figueira W.F., Priddy J., 2000, Source-sink population dynamics and the problem of siting marine reserves. *Bull. Mar. Sci.* 66, 799-820.

- David G., 1998, Protected areas in tropical countries, and development cooperation. In G. Rossi (eds), II^{es} Rencontres Dynamiques Sociales et Environnement, pour un dialogue entre chercheurs, opérateurs et bailleurs de fonds, UMR-REGARDS/GRET CNRS-Orstom, Bordeaux, 2, pp. 361-367.
- Davis D., Tisdell C., 1995, Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean Coast. Manage.* 26, 19-40.
- Davis D., Tisdell C., 1996, Economic management of recreational scuba diving and the environment. *J. Environ. Manage.* 48, 229-248.
- Davis G.E., 1977, Effects of recreational harvest on a spiny lobster, *Panulirus argus*, population. *Bull. Mar. Sci.* 27, 223-236.
- Davis G.E., Dodrill J.W., 1989, Recreational fishery and population dynamics of spiny lobsters, *Panulirus argus*, in Florida Bay, Everglades National Park, 1977-1980. *Bull. Mar. Sci.* 44, 78-88.
- Day J.C., 2002, Zoning lessons from the Great Barrier Reef Marine Park. *Ocean Coast. Manage.* 45, 139-156.
- Denny C.M., Babcock R.C., 2004, Do partial marine reserves protect fish assemblages. *Biol. Conserv.* 116, 119-129.
- Dixon J.A., 1993, Economic benefits of marine protected areas. *Oceanus* 36, 35-40.
- Dixon J.A., Scura L.F., van't Hof T., 1993, Meeting ecological and economic goals: marine parks in the Caribbean. *Ambio* 22, 117-125.
- Dufour V., Jouvenel J.Y., Galzin R., 1995, Study of a Mediterranean fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths on protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living Resour.* 8, 17-25.
- Dugan J.E., Davis G.E., 1993, Introduction to the international symposium on marine harvest refugia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 1991-1992.
- Dulvy N.K., Mitchell R.E., Watson D., Sweeting C.J., Polunin N.V.C., 2002, Scale-dependent control of motile epifaunal community structure along a coral reef fishing gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 278, 1-29.
- Edgar G.J., Barrett N.S., 1997, Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 213, 261-279.
- Edgar G.J., Barrett N.S., 1999, Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 242, 107-144.
- Elliot G., Mitchell B., Wiltshire B., Manan I., Wismer S., 2001, Community participation in marine protected area management: Wakatobi National Park, Sulawesi, Indonesia. *Coast. Manage.* 29, 295-316.
- Engel J., Kvitek R., 1998, Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conserv. Biol.* 12, 1204-1214.
- Epstein N., Bak R.P.M., Rinkevitch B., 1999, Implementation of a small-scale "no-use zone" policy in a reef ecosystem: Eilat's reef-lagoon six years later. *Coral Reefs* 18, 327-332.
- Eristhee N., Oxenford H.A., 2001, Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *J. Fish Biol.* 59, 129-151.
- Farrow S., 1996, Marine protected areas: Emerging economics. *Mar. Pol.* 20, 439-446.
- Ferraris J., Beliaeff B., Galzin R., Perez T., 2005, Indicators in reef ecosystems. *Aquat. Living Resour.* 18.
- Ferreira B.P., Russ G.R., 1995, Population structure of the leopard coral grouper, *Plectropomus leopardus*, of fished and unfished reefs off Townsville, Central Great Barrier Reef, Australia. *Fish. Bull.* 93, 629-642.
- Fiske S.J., 1992, Socio-cultural aspects of establishing marine protected areas. *Ocean Shoreline Manage.* 18, 25-46.
- Francour P., 1994, Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta* 17, 309-317.
- Francour P., 2000, Evolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Cybium* 24, 85-95.
- Frank K.T., Shackell N.L., Simon J.E., 2000, An evaluation of the Emerald/Western Bank juvenile haddock closed area. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1023-1034.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A., 1999, Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* 42, 1-20.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Reñones O., Moreno D., 2004, Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144, 161-182.
- García-Charton J.A., Williams I.D., Pérez-Ruzafa A., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M.S., Koukouras A., Riggio S., 2000, Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas: Habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ. Conserv.* 27, 159-178.
- García-Rubies A.G., Zabala M., 1990, Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (Mediterranean). *Scient. Mar.* 54, 317-328.
- Geen G., Lal P., 1991, Charging users of the Great barrier Reef Marine Park., ABARE, Canberra.
- Gitschlag G.R., 1986, Movement of pink shrimp in relation to the Tortugas sanctuary. *N. Am. J. Fish. Manage.* 6, 328-338.
- Gustavson K., Lonergan S.C., Ruitenbeck J., 2002, Measuring contributions to economic production – use of an index of captured ecosystem value. *Ecol. Econ.* 41, 479-490.
- Halpern B., 2003, The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13, S117-S137.
- Hannesson R., 1998, Marine reserves: What would they accomplish? *Mar. Resour. Econ.* 13, 159-170.
- Hannesson R., 2002, The economics of marine reserves. *Nat. Resour. Model.* 15, 273-290.
- Harmelin J.G., Bachel F., Garcia F., 1995, Mediterranean marine reserves: Fish indices as tests of protection efficiency. *PSZNI Mar. Ecol.* 16, 233-250.
- Hoagland P., Kaoru Y., Broadus J., 1995, A methodological review of net benefit evaluation for marine reserves. *Environment Department Papers*, 27, World Bank.
- Hodgson G., Dixon J.A., 1992, Sedimentation damage to marine resources: Environmental and economic analysis. In: J.B. Marsh (Eds.), *Resources and environment in Asia's marine sector*. Taylor & Francis, London, 421-445.
- Hoffmann E., Dolmer P., 2000, Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1310-1314.
- Holland D.S., 2000, A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 1307-1319.
- Holland D.S., Brazee R.J., 1996, Marine reserves for fisheries management. *Mar. Resour. Econ.* 11, 157-171.
- Holland K.N., Lowe C.G., Wetherbee B.M., 1993, Movements and dispersal patterns of blue trevally (*Caranx melanpygus*) in a fisheries conservation zone. *Fish. Res.* 25, 279-292.
- Holmlund C.M., Hammer M., 1999, Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol. Econ.* 29, 253-268.

- Jameson S.C., Ammar M.S.A., Saadalla E., Mostafa H.M., Riegl B., 1999, A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs* 18, 333-339.
- Jennings S., Grandcourt E.M., Polunin N.V.C., 1995, The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs* 14, 225-235.
- Jennings S., Marshall S.S., Polunin N.V.C., 1996, Seychelles' protected areas: Comparative structure and status of reef fish communities. *Biol. Conserv.* 75, 201-209.
- Johnson D.R., Funicelli N.A., Bohnsack J.A., 1999, Effectiveness of an existing estuarine no-take fish sanctuary within the Kennedy space center, Florida. *N. Am. J. Fish. Manage.* 19, 436-453.
- Jones G.P., Cole R.C., Battershill C.N., 1992, Marine reserves: do they work? In: C.N. Battershill, D.R. Schiel, G.P. Jones, R.G. Creese, A.B. MacDiarmid (Eds.), *Proceedings 2nd International Temperate Reef Symposium*, NIWA Marine, Wellington, pp. 29-45.
- Jones G.P., Milicich M.J., Emslie M.J., Lunow C., 1999, Self-recruitment in a coral reef fish population. *Nature* 402, 802-804.
- Jouvenel J.Y., Pollard D.A., 2001, Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 11, 1-9.
- Kelleher G., Bleakley C., Wells S., 1995, A global representative system of marine protected areas, Vol. 1. 10/03, The World Bank.
- Kelleher G., Kenchington R., 1992, Guidelines for establishing marine protected areas, IUCN, Gland, Suisse.
- Kelly S., Scott D., McDiarmid A.B., Babcock R.C., 2000, Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biol. Conserv.* 92, 359-369.
- Kenchington R., 1991, Tourism development in the Great Barrier Reef marine park. *Ocean Shoreline Manage.* 15, 57-78.
- Kenchington R., 1993, Tourism in coastal and marine environments – A recreational perspective. *Ocean Coast. Manage.* 19, 1-16.
- Kruse G.H., Bez N., Booth T., Dorn M., Hills S., Lipcius R., Pelletier D., Roy C., Smith S.S.W., 2001, *Spatial Processes and Management of Marine Populations*, University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks, Anchorage.
- La Mesa G., Vacchi M., 1999, An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *PSZNI Mar. Ecol.* 20, 147-165.
- Lauck T., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R., 1998, Implementing the precautionary principle in fisheries management through the implementation of marine reserves. *Ecol. Appl.* 8, 572-578.
- Ledoux L., R.K. Turner, 2002, Valuing ocean and coastal resources: A review of practical examples and issues for further action. *Ocean Coast. Manage.* 45, 583-616.
- Leeworthy V.R., 1991, Recreational use value for John Pennekamp Coral Reef State Park and Key Largo National Marine Sanctuary. Strategic Environmental Assessment Division Report, NOAA.
- Letourneur Y., 1996, Réponse des peuplements et populations de poissons aux réserves marines : Le cas de l'île de Mayotte, Océan Indien occidental. *Ecoscience* 3, 442-450.
- Lipton D.W., Wellman K.F., 1995, Economic valuation of natural resources: A handbook for coastal resource policymakers. *Decision Analysis Series*, 5, NOAA/Coastal Ocean Program.
- MacPherson E., Biagi F., Francour P., García-Rubies A., Harmelin J., Harmelin-Vivien M.-L., Jouvenel J.Y., Planes S., Vigliola L., Tunesi L., 1997, Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 160, 135-147.
- MacPherson E., Gordo A., García-Rubies A., 2002, Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 777-788.
- McAllister D.E., 1988, Environmental, economic and social costs of coral reef destruction in the Philippines. *Galaxea* 7, 161-178.
- McClanahan T.R., 1994, Kenyan coral reef lagoon fish: effects of fishing, substrate complexity, and sea urchins. *Coral Reefs* 13, 231-241.
- McClanahan T.R., 2000, Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biol. Conserv.* 94, 191-198.
- McClanahan T.R., Kaunda-Arara B., 1996, Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conserv. Biol.* 10, 1187-1199.
- McClanahan T.R., Mangi S., 2000, Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecol. Appl.* 10, 1792-1805.
- McClanahan T.R., McField M., Huitric M., Bergman K., Sala E., Nyström M., Nordemar I., Elfving T., Muthiga N.A., 2001, Responses of algae, corals and fish to the reduction of macroalgae in fished and unfished patch reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reefs* 19, 367-379.
- McClanahan T.R., Muthiga N.A., 1988, Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia* 166, 269-276.
- McClanahan T.R., Muthiga N.A., Kamukuru A.T., Machano H., Kiambo R.W., 1999, The effects of marine parks and fishing on coral reefs of northern Tanzania. *Biol. Conserv.* 89, 161-182.
- Medley P.A., Gaudian G., Wells S., 1993, Coral reef fisheries stock assessment. *Rev. Fish Biol. Fish.* 3, 242-285.
- Meganck R.A., 1991, Coastal parks as development catalysts: a Caribbean example. *Ocean Shoreline Manage.* 15, 25-36.
- Meyer C.G., Holland K.N., Wetherbee B.M., Lowe C.G., 2000, Movement patterns, habitat utilization, home range size and site fidelity of whitesaddle goatfish, *Parupeneus porphyreus*, in a marine reserve. *Environ. Biol. Fishes* 59, 235-242.
- Milazzo M., Chemello R., Badalamenti F., Riggio S., 2002, Short-term effect of human trampling on the upper infralittoral macroalgae of Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 82, 745-748.
- Millar R.B., Willis T.J., 1999, Estimating the relative density of snapper in and around a marine reserve using a log-linear mixed-effects model. *Aust. N.Z. J. Statist.* 41, 383-394.
- Moberg F., Folke C., 1999, Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecol. Econ.* 29, 215-233.
- Moberg F., Rönnbäck P., 2003, Ecosystem services of the tropical seascape: Interactions, substitutions and restoration. *Ocean Coast. Manage.* 46, 27-46.
- National Research Council, 2001, *Marine Protected Areas: Tools for sustaining ocean ecosystems*. Committee on the Evaluation, Design, and Monitoring of Marine Reserves and Protected Areas in the United States, National Academy of Sciences, Washington DC.
- Paddock M.J., Estes J.A., 2000, Kelp forest fish populations in marine reserves and adjacent exploited areas of central California. *Ecol. Appl.* 10, 855-870.
- Pendleton L.H., 1995, Valuing coral reef protection. *Ocean Coast. Manage.* 26, 119-130.
- Pezzey J.C.V., Roberts C.M., Urdal B.T., 2000, A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecol. Econ.* 33, 77-91.
- Piet G.J., Rijnsdorp A.D., 1998, Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area ("plaice box"). *ICES J. Mar. Sci.* 55, 420-429.

- Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin-Vivien M.-L., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., D'Anna G., Pipitone C., 2000, Trophic cascades in benthic marine ecosystems: Lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Conserv.* 27, 179-200.
- Plan Development Team, 1990, The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. Southern Atlantic. Technical Memorandum, NMFS-SEFC 261, NOAA.
- Planes S., Galzin R., Garcia-Rubies A., Goñi R., Harmelin J.-G., Le Diréach L., Lenfant P., Quetglas A., 2000, Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environ. Conserv.* 27, 126-143.
- Pollnac R.B., Crawford B.B., Gorosope M.L.G., 2001, Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines. *Ocean Coast. Manage.* 44, 683-710.
- Polunin N.V.C., Roberts C.M., 1993, Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. 100, 167-176.
- Polunin N.V.C., 2000, Papers from the ECOMARE project. *Environ. Conserv.* 27, 95-200.
- Price A.R.G., Humphrey S.L., 1993, Application of the Biosphere Reserve concept to coastal marine areas. A Marine Conservation and Development Report, IUCN.
- Rakitin A., Kramer D.L., 1996, Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131, 97-113.
- Roberts C.M., 1995, Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conserv. Biol.* 9, 815-826.
- Roberts C.M., Bohnsack J.A., Gell F., Hawkins J.P., Goodridge R., 2001, Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294, 1920-1923.
- Roberts C.M., Hawkins J.P., 2000, Fully-protected marine reserves: A guide. WWF Endangered seas caMPaign. http://www.panda.org/resources/publications/water/mpreserves/mar_dwntd.htm.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1991, Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1, 65-91.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., Year. Effects of marine reserve protection on Northern Red Sea fish populations. Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam, 969-977.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1993, Marine reserves: Simple solutions to managing complex fisheries. *Ambio* 22, 363-368.
- Roberts C.M., Sargent H., Year. Fishery benefits of fully protected marine reserves: Why habitat and behavior are important. Economics of Marine Protected Areas, Vancouver, University of British Columbia, 9, 171-182.
- Rodwell L.D., Barbier E.B., Roberts C.M., McClanahan T.R., Year. A model of tropical marine reserve – Fishery linkages. Economics of Marine Protected Areas, University of British Columbia, 15, 183-197.
- Rouphael A.B., Inglis G.J., 2001, "Take only photographs and leave only footprints?" An experimental study of the impacts of underwater photographers in a coral reef dive site. *Biol. Conserv.* 100, 281-287.
- Rowe S., 2002, Population parameters of American lobster inside and outside no-take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland. *Fish. Res.* 56, 167-175.
- Rowley R.J., 1994, Marine reserves in fisheries management. *Aquat. Conserv.* 4, 233-254.
- Rudd M.A., Tupper M.H., Folmer H., van Kooten G.C., 2003, Policy analysis for tropical marine reserves: Challenges and directions. *Fish Fish.* 4, 65-85.
- Ruddle K., 1989, Traditional sole property rights and modern inshore fisheries management in the Pacific basin. Economics of fishery management in the Pacific Islands region, ACIAR Proceedings, 26, 68-76.
- Ruddle K., Johannes R.E., 1990, Traditional marine resource management in the Pacific basin: An anthology, UNESCO, Jakarta.
- Russ G.R., Year. Effects of protective management on coral reef fishes in the Central Philippines. Proc. 5th Int. Coral Reef Symp., Tahiti, 4, 219-224.
- Russ G.R., 1991, Coral reefs fisheries: Effects and yields. In: Sale P.F. (Eds.), The ecology of fishes on coral reefs, Academic Press, London, pp. 601-637.
- Russ G.R., 2002, Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools, In: Sale P.F. (Eds.), Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem, Academic Press, London, pp. 421-443.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1989, Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 56, 13-27.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1996a, Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo island, central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 132, 1-9.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1996b, Marine reserves: Rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecol. Appl.* 6, 947-961.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1998a, Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: Community and trophic responses. *Coral Reefs* 17, 383-397.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1998b, Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: Role of life history and fishing intensity in family responses. *Coral Reefs* 17, 399-416.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1999, Management histories of Sumilon and Apo marine reserves, Philippines, and their influence on national marine resource policy. *Coral Reefs* 18, 307-319.
- Sale P.F., 2002, Coral reef fishes, Elsevier Science.
- Salm R.V., Clark J.R., Siirila E., 2000, Marine and coastal protected areas: A guide for planners and managers, IUCN.
- Salvat B., Haapkylä J., Schrimm M., 2002, Coral reef protected areas in international instruments, Man and Biosphere Programme, UNESCO.
- Sánchez-Jerez P., García-Charton J.A., Bayle-Sempere J., Pérez-Ruzafa A., Ramos-Espla A.A., Year. Comparing the abundance of fish populations and assemblages by visual counts: problems with sampling design and analyses. International workshop on fish visual censuses in marine protected areas, Ustica, Italy, 26-27 June 1997,
- Sánchez-Lizaso J.L., Goñi R., Reñones O., García-Charton J.A., Galzin R., Bayle J.T., Sánchez-Jerez P., Pérez-Ruzafa A., Ramos A.A., 2000, Density dependence in marine protected populations: A review. *Environ. Conserv.* 27, 144-158.
- Sanchirico J., Wilen J., 2002, The impacts of marine reserves on limited-entry fisheries. *Nat. Resour. Model.* 15, 291-310.
- Sanchirico J.N., Wilen J.E., 2001, A bioeconomic model of marine reserve creation. *J. Environ. Econ. Manage.* 42, 257-276.
- Sant M., 1996, Environmental sustainability and the public: Responses to a proposed marine reserve at Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Ocean Coast. Manage.* 32, 1-16.
- Sasal P., Faliex E., Morand S., 1996, Parasitism of *Gobius buchichii* Steindachner, 1870 (Teleostei, Gobiidae) in protected and unprotected marine environments. *J. Wildl. Dis.* 32, 607-613.
- Scholz A., Bonzon K., Fujita R., Benjamin N., Woodling N., Black P., Steinback C., 2004, Participatory socioeconomic analysis: Drawing on fishermen's knowledge for marine protected area planning in California. *Mar. Pol.* 28, 335-349.

- Shafer C.S., Benzaken D., 1998, User perceptions about wilderness on Australia's Great Barrier Reef. *Coast. Manage.* 26, 79-91.
- Shears N.T., Babcock R.C., 2002, Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132, 131-142.
- Shears N.T., Babcock R.C., 2003, Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 246, 1-16.
- Silva M.E., Gately E.M., Desilvestre I., 1986, A bibliographic listing of coastal and marine protected areas: A global survey. Technical Report, WHOI-86-11, Woodshole Oceanographic Institute.
- Sluka R., Chiappone M., Sullivan K.M., Wright R., Year. The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas. Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium, Panama, 2, 1961-1964.
- Sobel J., 1993, Conserving biological diversity through marine protected areas. *Oceanus* 36, 19-26.
- Spash C., van den Werff T., Bosch J.D., Westmacott S., Ruitenbeek H.J., 1998, Lexicographic preferences and the contingent valuation of coral reef biodiversity in Curacao and Jamaica. Resource Analysis Report, pp. 98-327, World Bank.
- Spurgeon J.P.G., 1992, The economic valuation of coral reefs. *Mar. Pollut. Bull.* 11, 529-536.
- Stoner A.W., Ray M., 1996, Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations in the Bahamas: Effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fish. Bull.* 94, 551-565.
- Sumaila U.R., Alder J., 2001, Economic of marine protected areas. University of British Columbia.
- Sumaila U.R., Charles A.T., 2002, Economic models of marine protected areas: An introduction. *Nat. Resour. Modeling* 15, 261-272.
- Suman D., Shivilani M., Milon J.W., 1999, Perceptions and attitudes regarding marine reserves: A comparison of stakeholder groups in the Florida Keys Marine Sanctuary. *Ocean Coast. Manage.* 42, 1019-1040.
- Talbot F.H., 1994, Coral reef protected areas: what are they worth? *In* D. Brunckhorst (eds), *Marine protected areas and biosphere reserves: towards a new paradigm*, Australian Nature Conservation Agency, Canberra, pp. 40-44.
- Thorrold S.R., Latkoczy C., Swart P.K., Jones C.M., 2001, Natal homing in a marine fish metapopulation. *Science* 291, 297-299.
- Tratalos J.A., Austin T.J., 2001, Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Gran Cayman. *Biol. Conserv.* 102, 67-75.
- Turner R.K., Adger W.N., 1996, Coastal zone resources assessment guidelines. 4, LOICZ Core Project – Netherlands Institute for Sea Research.
- Tuya F.C., Soboil M.L., Kido J., 2000, An assessment of the effectiveness of marine protected areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1218-1226.
- Valles H., Sponaugle S., Oxenford H.A., 2001, Larval supply to a marine reserve and adjacent fished area in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *J. Fish Biol.* 59, 152-177.
- Wallace S.S., 1999, Evaluating the effects of three forms of marine reserve on northern abalone populations in British Columbia, Canada. *Conserv. Biol.* 13, 882-887.
- Wantiez L., Thollot P., Kulbicki M., 1997, Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16, 215-224.
- Watson M., Righton D., Austin T., Ormond R., 1996, The effects of fishing on coral reef fish abundance and diversity. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 76, 229-233.
- Westera M., Mavery P., Hyndes G., 2003, Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 294, 145-168.
- Willis T.J., D.M. P., Babcock R.C., 2001, Evidence for site fidelity of snapper (*Pagrus auratus*) within a marine reserve. *N.Z. J. Mar. Freshwater Res.* 35, 581-590.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., 2003a, Protection of exploited fish in temperate regions: High density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *J. Appl. Ecol.* 40, 214-227.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., Tolimieri N., 2003b, Burdens of evidence and the benefits of marine reserves: Putting Descartes before des horse? *Environ. Conserv.* 30, 97-103.
- Wolfenden J., Cram M., McAuley L., 1998, Marine reserves in New Zealand: Use rights, public attitudes and social impacts. *Ocean Coast. Manage.* 25, 35-51.
- Yamasaki A., Kuwahara A., 1990, Preserved area to effect recovery of overfished Zuwai crab stocks off Kyoto prefecture. *Proc. Internat. Symp. King and Tanner Crab*, Nov. 1989, Anchorage, Alaska, pp. 575-585.
- Yáñez-Arancibia A., Lara-Dominguez A.L., Rojas-Galaviz J.L., Zarate-Lomeli D.J., Villalobos-Zapata G.J., Sánchez-Gil P., 1999, Integrating science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of Mexico. *Ocean Coast. Manage.* 42, 319-344.
- Yoklavitch M.M., 1998, Marine harvest refugia for West coast rockfish: A workshop. NMFS Technical Memorandum, SWFSC-255, NOAA.
- Zakai D., Chadwick-Furman N.E., 2002, Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol. Conserv.* 105, 179-187.
- Zeller D.C., Russ G.R., 1998, Marine reserves: Patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 917-924.
- Zeller D.C., Stoute S.L., Russ G.R., 2003, Movements of reef fishes across marine reserve boundaries: Effects of manipulating a density gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 254, 269-280.

**IV. B. INDICATEURS DES
EFFETS ÉCOLOGIQUES ET
HALIEUTIQUES DES AIRES
MARINES PROTÉGÉES :
BILAN ET PERSPECTIVES**

1 INTRODUCTION

Les Aires Marines Protégées (AMP) sont de plus en plus considérées comme des mesures de gestion qui peuvent aider à résoudre les problèmes de surexploitation des ressources naturelles et éviter les effondrements de l'écosystème. Puisqu'elles visent à préserver des secteurs spécifiques ainsi que leurs eaux sus-jacente, le substrat, la flore, la faune et le patrimoine historique et culturel associés (Kelleher & Kenchington, 1992), elles sont souvent considérées comme une approche basée sur l'écosystème à la gestion côtière et de la pêche (Agardy, 2000a).

Les AMP sont ici considérées au sens le plus large d'un secteur où la pêche et d'autres activités humaines sont restreintes, même partiellement et/ou temporairement. Bien que les objectifs de gestion des AMP soient divers (Claudet & Pelletier, 2004), nous nous concentrons ici sur la conservation de l'écosystème et les objectifs liés à la gestion des pêches. Les effets économiques et sociétaux, *i.e.* les conséquences des AMP sur les activités humaines, ne sont pas considérés. Seuls sont traités les effets sur les populations et les communautés de poissons et macroinvertébrés, exploitées ou non, et les effets sur l'habitat.

Les effets écologiques et halieutiques des AMP agissent à la fois localement et à grande échelle. L'écosystème est d'abord localement affecté à l'intérieur de l'AMP et, dans le cas d'une protection partielle au sein de l'AMP, les effets liés à la pêche peuvent avoir également lieu directement dans l'AMP. Si les schémas de dispersion larvaire et de migration des adultes mènent des espèces en dehors de l'AMP, même temporairement, les effets au sein de l'AMP affecteront à la fois l'écosystème et les pêcheries sur de plus grandes échelles spatiales. Les effets des AMP doivent donc être évalués à chacune de ces échelles. Ces échelles spatiales sont associées à des échelles temporelles spécifiques, selon la connectivité de l'écosystème et le lien entre les réponses biologiques et l'exploitation.

Nous allons traiter de l'identification d'indicateurs des effets écologiques et halieutiques des AMP. Par indicateur, nous entendons une fonction d'observations ou de sorties d'un modèle, dont la valeur indique l'état actuel et/ou la dynamique du système d'intérêt (FAO, 1999). Elle peut être liée à une problématique de gestion ou de recherche et permet d'obtenir des critères de performance à cet égard. Les indicateurs à destination des gestionnaires, désignés ci-dessous comme indicateurs de gestion, doivent être simples et compréhensibles par des non experts et les aspects de restitution et de communication fournissent des critères pour évaluer leur performance. Les indicateurs à destination des scientifiques, nommés ci-dessous indicateurs d'évaluation, sont employés par des scientifiques pour tester des hypothèses sur les effets des AMP. La performance de ces d'indicateurs se trouve principalement dans leurs propriétés statistiques et leur sensibilité à la question étudiée. Les indicateurs d'évaluation sont généralement

employés pour construire des indicateurs de gestion. Nous nous sommes intéressés ici aux indicateurs d'évaluation. Nous faisons une distinction entre indicateurs et métriques : les métriques sont des indicateurs potentiels, alors qu'un indicateur est une métrique avec les performances désirées.

Il n'y a que quelques références traitant explicitement des indicateurs des effets des AMP (Amand *et al.*, 2004 ; Ashworth & Ormond, 2005 ; Pelletier *et al.*, 2005 ; Claudet *et al.*, soumis) ou se focalisant sur des espèces indicatrices (Harmelin *et al.*, 1995 ; Russ & Alcalá, 1996a ; Harmelin, 1999 ; Chiappone *et al.*, 2000 ; Frascetti *et al.*, 2002 ; Mouillot *et al.*, 2002 ; Lloret & Planes, 2003). La question méthodologique considérant le développement d'indicateurs d'évaluation des AMP et de suivis n'a été que très peu traitée (Claudet *et al.*, soumis).

Nous passons en revue la littérature existante sur les AMP afin de fournir un état de l'art de l'évaluation des effets des AMP sur les communautés de macroinvertébrés et sur les pêcheries. Les méthodes étudiées sont discutées à la lumière de leur capacité à construire des indicateurs des effets des AMP. Nous analysons les apports respectifs à cette problématique des approches empiriques et des approches par modélisations mathématiques. Enfin, nous proposons des manières pour développer des indicateurs afin de mieux comprendre les effets des AMP et pour les quantifier, tout en considérant certains manques de connaissances et les contraintes logistiques.

2 ÉVALUER LES EFFETS DES AIRES MARINES PROTÉGÉES

Deux types d'approches ont été envisagées pour évaluer les impacts écologiques des AMP : (i) les modèles mathématiques représentant les dynamiques des populations, des communautés ou de l'écosystème, souvent employés pour des analyses d'aide à la gouvernance ; et (ii) les approches empiriques basées sur des modèles statistiques de données de terrain qui sont employées pour fournir un diagnostic sur les effets des AMP. Les modèles statistiques conduisent vers la définition d'indicateurs empiriques et de protocoles expérimentaux pour les programmes de suivis à long terme. Les modèles mathématiques permettent d'explorer des questions liées à la conception des AMP et à ses conséquences sur les dynamiques des populations et des pêcheries. Ils fournissent des points de référence à partir desquels les dynamiques du système peuvent être évaluées.

2.1 Évaluer les effets des aires marines protégées à partir de modèles mathématiques

Un certain nombre de modèles dynamiques des pêcheries et des populations exploitées ont été développés dans la dernière décennie pour évaluer les effets écologiques et halieutiques des AMP (Man *et al.*, 1995 ; Guénette *et al.*, 1998 ; Guénette & Pitcher, 1999 ; Nowlis & Roberts, 1999 ; Walters *et al.*, 1999 ; Mangel, 2000 ; Pastoors *et al.*, 2000 ; Roberts & Sargant, 2000 ; St-Mary *et al.*, 2000 ; Tuck & Possingham, 2000 ; Watson *et al.*, 2000 ; Jennings, 2001 ; Apostolaki *et al.*, 2002 ; Gell & Roberts, 2002 ; Gerber *et al.*, 2002 ; Doyen & Béné, 2003 ; Gaines *et al.*, 2003 ; Gerber *et al.*, 2003 ; Hastings & Botsford, 2003). Nous ne présentons pas une synthèse complète des études réalisées, mais proposons plutôt une typologie des modèles existants (Tableau IV-1).

Les modèles ont été classés en quatre types allant des modèles les plus simples aux modèles les plus complexes, en terme de paramètres et d'échelles pris en considération. Les modèles non spatialisés monospécifiques, les modèles source-puit et certains modèles monospécifiques spatialisés sont des outils heuristiques qui apportent des idées générales sur les effets des AMP. Mais ils sont trop simples ou trop agrégés pour les analyses de décision, par exemple quand une AMP est représentée par une zone de non prélèvement permanente (Hastings & Botsford, 1999 ; Pezzey *et al.*, 2000). De même, les modèles monospécifiques ignorant la structure démographique des populations, ils sont susceptibles de fournir un aperçu peu satisfaisant de la performance de l'AMP à protéger les juvéniles ou les reproducteurs. Les modèles de pêcheries spatialisés et certains modèles monospécifiques spatialisés sont suffisamment explicites pour étudier des conceptions d'AMP autres que des zones de non

prélèvement permanentes, ou pour explorer des questions liées aux pêcheries comme l'étude des rejets. Des modèles décrivant l'état ou les dynamiques des communautés ou des écosystèmes basés sur des interactions trophiques ont été employés à quelques reprises pour explorer la performance de zones de non prélèvement permanentes. La complexité des interactions trophiques rend difficile les améliorations de ces modèles ; donc ils ne peuvent être utilisés pour explorer différentes conceptions des AMP et pour des comparaisons avec d'autres mesures de gestion.

Afin de définir des indicateurs, il est important de garder à l'esprit ces différences entre l'objectif d'un modèle et sa capacité à évaluer les effets des AMP. Les modèles heuristiques doivent être distingués des outils de gouvernance qui peuvent former la base pour des systèmes interactifs d'aide à la décision. Les métriques et les indicateurs doivent être présentés en fonction des objectifs du modèle. Les métriques communes à tous les modèles sont les captures totales et, à l'exception des modèles de métapopulation, les abondances et biomasses totales. Les autres métriques dépendent des hypothèses du modèle, des variables d'état et du niveau de détail du modèle. Pour une métrique donnée, les résultats dépendent des attributs du modèle ; ils peuvent même être contradictoires. Bien que ceci ne soit pas surprenant, cela souligne le fait que la façon dont une métrique est estimée ou calculée influence ses propriétés. Des différences modérées dans les hypothèses du modèle peuvent mener à différents résultats. La définition d'une métrique doit inclure les spécifications du modèle à partir duquel elle est calculée. Évaluer la précision et la justesse de chaque métrique dans le Tableau IV-1 et sa sensibilité aux effets des AMP exigerait de mettre en application chaque modèle et d'effectuer des analyses de sensibilité et des simulations stochastiques. De manière idéale, la publication d'un modèle devrait inclure de telles évaluations et des analyses comparatives entre les modèles et les métriques pourraient alors être réalisées. Aucun score n'a été assigné aux indicateurs basés sur des modèles.

Tableau IV-1 : Indicateurs écologiques et halieutiques utilisés pour chaque type de modèle.

Type de modèle	Exemples représentatifs	Hypothèses principales	Métriques étudiées dans les articles	Type d'AMP étudié
Non spatialisé monospécifique	(Lauck <i>et al.</i> , 1998) (Mangel, 1998) (Mangel, 2000) (Pezzey <i>et al.</i> , 2000)	Modèles dynamique d'agrégation et stock-recrutement : dispersion instantanée ; mortalité uniforme	Capture totale Biomasse totale Abondance totale Biomasse Risque d'épuisement de la population	Zone de non prélèvement permanente Taille des AMP
	(Man <i>et al.</i> , 1995)	Modèles de métapopulations : dispersion instantanée ; taux d'épuisement local	Proportion des zones occupées Capture totale	Zone de non prélèvement permanente Taille des AMP
	(Tuck & Possingham, 1994 ; Supriatna & Possingham, 1998 ; Tuck & Possingham, 2000)	Modèles source-puit: subpopulations connectées à travers la dispersion larvaire et la migration d'adultes ; dynamiques locales dans chaque zone	Capture totale Abondance totale Abondance par subpopulation	Zone de non prélèvement permanente Nombre et taille des AMP Emplacement des populations sources et puits
Spatialisé monospécifique	(Beverton & Holt, 1957 ; Polacheck, 1990 ; Walters <i>et al.</i> , 1993 ; Pelletier & Magal, 1996 ; Guénette <i>et al.</i> , 2000)	Modèles démographiques structurés en stage : croissance ; mortalités ; reproduction ; mouvements ; dynamiques saisonnières	Capture, abondance et biomasse (totale, par zone, par reproducteur) Taux de croissance asymptotique Distribution d'âge Prises Risque d'épuisement Variations des captures	Principalement zone de non prélèvement permanente Nombre, taille et espacement entre les AMP Fermetures temporaires
Pêcheries spatialisées	(Walters & Bonfil, 1999 ; Holland, 2000 ; Pelletier <i>et al.</i> , 2001 ; Mahévas & Pelletier, 2004)	Modèles démographiques de populations structurés en stage : effort de pêche ; flottilles ; espèces ; comportement des pêcheurs	Capture Abondance et biomasse (totale, par capture, par reproducteur) Taux de croissance asymptotique Distribution d'âge Prises Risque d'épuisement Variations des captures Capture par flottilles Mesures d'effort Mesures économiques	Tous les types d'AMP Nombre, taille et espacement entre les AMP Fermetures temporaires Activités cibles
Communautés	(Watson <i>et al.</i> , 2000 ; Shin & Cury, 2001)	Modèles trophodynamiques : taille ; régime trophique		Zone de non prélèvement permanente Taille de l'AMP

2.2 Évaluer les effets des aires marines protégées à partir de données de terrain

De nombreux articles traitent de l'évaluation empirique des effets écologiques des AMP (voir les synthèses récentes dans García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999 ; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2000 ; Russ, 2002 ; Halpern, 2003 ; Lubchenco *et al.*, 2003 ; Claudet & Pelletier, 2004 ; Micheli *et al.*, 2004), mais aucun ne traite explicitement d'indicateurs. Dans cette section, nous avons identifié et caractérisé les indicateurs utilisés pour évaluer les effets écologiques des AMP à partir de l'analyse de données de terrain. Ce travail s'est construit à partir de la synthèse de la première partie de ce chapitre, ayant fait l'objet d'une publication (Pelletier *et al.*, 2005) où nous avons examiné les études empiriques publiées pour énumérer les effets écologiques, économiques et sociétaux pouvant être attendus des AMP. Pour chaque effet écologique, les métriques utilisées ont été notées selon des critères de pertinence et d'efficacité. La pertinence d'un indicateur illustre le lien entre l'indicateur et l'effet qu'il est supposé indiquer. L'efficacité d'un indicateur comprend le concept de puissance statistique, de précision, de variabilité, de sensibilité et de l'existence de valeurs de références ou de valeurs seuils à partir desquelles l'indicateur peut être testé. D'autres critères de performances peuvent être considérés (Garcia & Staples, 2000 ; Rochet & Trenkel, 2003). Ils sont qualitatifs et donc plus subjectifs. La pertinence et l'efficacité ont été choisies pour plusieurs raisons. D'abord, la présente étude traite des indicateurs d'évaluation ; les critères liés à la communication vers le public et des questionnaires n'ont donc pas été considérés. En second lieu, la pertinence et l'efficacité peuvent être mesurées à partir de la revue de littérature et nous ne voulions pas assigner des scores subjectifs basés sur l'expertise.

La pertinence d'un indicateur potentiel a été déterminée à partir du nombre de fois où il a été employé pour évaluer un effet dans la littérature passée en revue. Ceci suppose que plus une métrique fut employée pour évaluer un effet donné, plus le lien entre cette métrique et l'effet est fort. Nous n'avons retenu ici que les métriques utilisées dans plus de cinq articles (Tableau IV-2), sur un total de 94 passés en revue (Pelletier *et al.*, 2005).

L'efficacité d'un indicateur potentiel pour un effet donné a été calculée par le rapport du nombre de fois il donnait un résultat significatif (qu'il soit positif ou négatif) divisé par le nombre de fois où il a été employé dans des analyses statistiques inférentielles à travers toutes les études. La significativité d'un résultat est principalement reliée à la puissance statistique de l'analyse, qui dépend à son tour de la variabilité du système, de la sensibilité de la métrique et de la conception du protocole expérimental. Les métriques basées sur des méthodes descriptives, *i.e.* des méthodes non inférentielles, ont été considérées pour le concept de pertinence, mais exclues du calcul de l'efficacité. Étant basée sur un ratio, l'efficacité ne fut calculée uniquement que pour les effets qui

ont été évalués dans un nombre suffisant d'études (cinq articles au minimum). Cette définition de l'efficacité n'a pas tenu compte de l'existence de valeurs de référence ou de seuils, puisque les évaluations empiriques n'ont pas fourni de valeurs de référence (mais voir sous-section 3.3 ci-dessous).

Ces mesures de pertinence et d'efficacité sont sujettes à des biais de publication : les résultats peuvent ne pas mentionner toutes les métriques étudiées et les résultats non significatifs sont généralement moins bien rapportés que les effets significatifs. Ne pas rapporter les résultats non significatifs ou même non probants est à déplorer dans des domaines comme l'étude des AMP, où les méthodologies d'évaluation ne sont pas encore totalement adaptées à tous les critères de performances, en particulier en ce qui concerne les analyses multivariées. Rapporter de tels résultats (cf. Chapitre V-A), même de manière très brève et succincte permet d'éliminer les impasses méthodologiques. Pour réduire ce biais, la pertinence et l'efficacité ont été évaluées à la fois à partir des parties "matériel et méthodes" et "résultats". Un autre inconvénient de la mesure d'efficacité réside dans le manque de cohérence entre les protocoles expérimentaux des différentes études. Une métrique peut être bien adaptée pour un protocole qui garantit une puissance statistique suffisante, mais pourrait mener à des résultats non significatifs avec un protocole défectueux. Cependant, peu d'articles contiennent une information suffisamment explicite pour prendre en compte la puissance statistique lors du calcul de l'efficacité. Malgré ces imperfections, ces mesures de pertinence et d'efficacité ont été considérées appropriées aux comparaisons quantitatives entre les métriques.

Les métriques et les effets ont été considérés du point de vue des échelles temporelles auxquelles on s'attend à ce que l'effet soit détectable. Les effets ont été assignés à une échelle de temps basée sur l'expertise de différents scientifiques au sein d'un groupe de travail (Pelletier, Benedetti-Cecchi, García-Charón, Ferraris, Claudet).

Les résultats montrent qu'un certain nombre d'effets n'a pas été vraiment étudié jusqu'ici (Figure IV-1). Il s'agit essentiellement d'effets à long terme, mais également d'effets liés aux interactions trophiques, aux changements densité-dépendants et à la protection des espèces menacées. Les effets au niveau des communautés sont moins étudiés que les effets au niveau des populations. Les effets liés aux habitats sont encore rarement étudiés.

Relativement peu de métriques ont été estimées pertinentes et ceci principalement pour les effets à court terme (Tableau IV-2). Les résultats indiquent qu'un grand nombre de métriques ont été utilisées pour étudier des effets d'AMP, mais que dans l'ensemble, peu d'entre elles se sont avérées pertinentes et efficaces. De plus, aucune métrique n'a pu être identifiée pour plusieurs effets étudiés.

Bien que nous nous référions à des indicateurs nous devons remarquer que, ni les indicateurs empiriques, ni ceux basés sur des modèles, ne devraient être réellement considérés comme tels. Les propriétés d'un même indicateur empirique dépendent du protocole expérimental, incluant les moyens d'observation, alors que les propriétés d'un indicateur basé sur des modèles dépendent des hypothèses du modèle et des algorithmes utilisés.

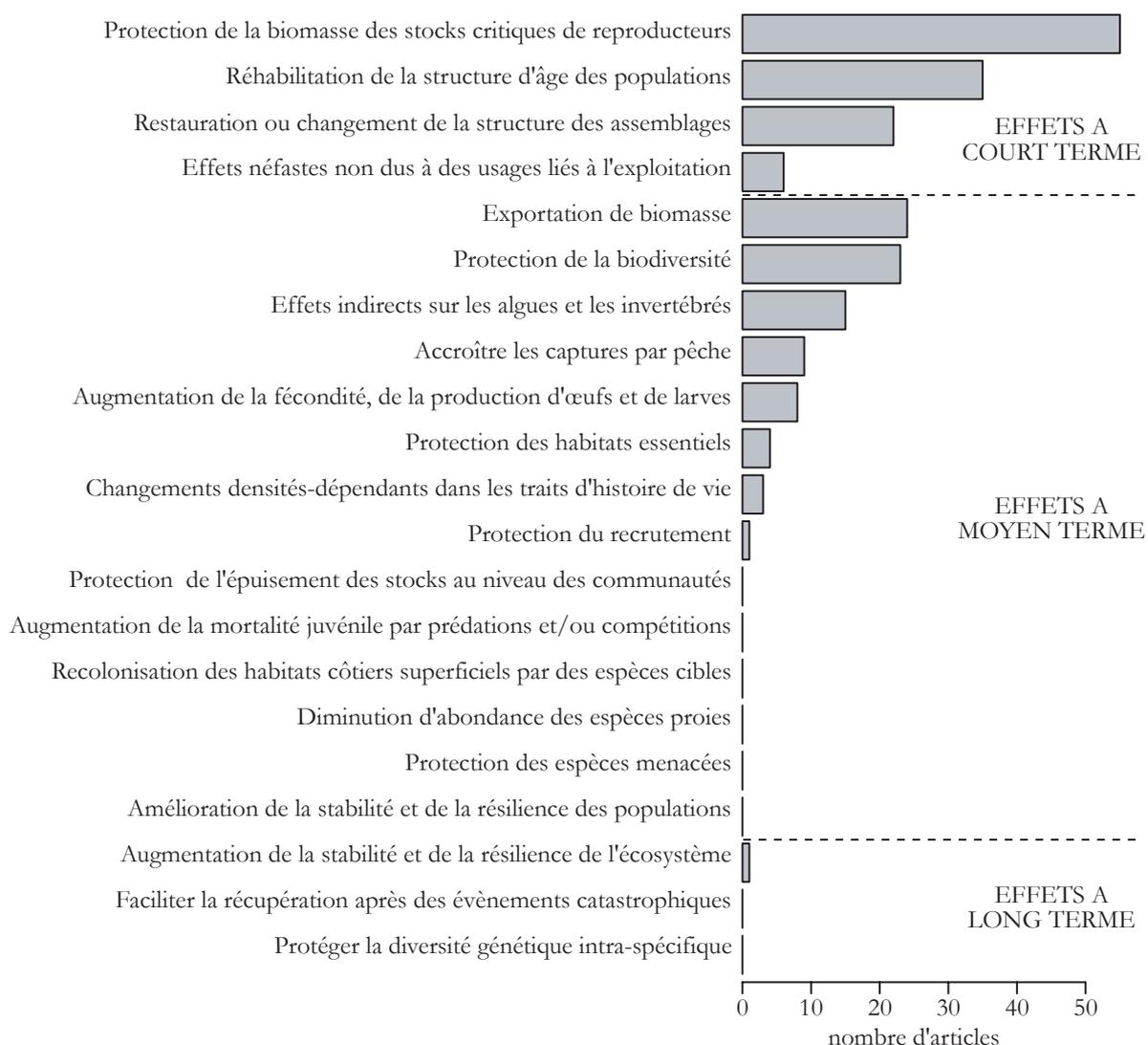


Figure IV-1 : Effets écologiques et halieutiques attendus des aires marines protégées avec leur classement selon une échelle de temps et nombre d'études empiriques traitant de ces effets.

Tableau IV-2 : Indicateurs empiriques pertinents avec leur efficacité et indicateurs basés sur des modèles

Echelle temporelle	Effets (nombre de métriques dans les études)	Indicateurs empiriques pertinents (efficacité)	Indicateurs basés sur des modèles
Effet à court terme	Protection de la biomasse des stocks critiques de reproducteurs de la diminution causée par la pêche (39)	Biomasse totale (85)	Biomasse totale
		Biomasse par famille (72)	Biomasse zone
		Biomasse par espèce ou par genre (39)	Biomasse des reproducteurs
		Densité totale des espèces exploitées (82)	Abondance totale
Réhabilitation de la structure d'âge des populations (20)		Densité par famille (50)	Abondance par zone
		Densité par groupe trophique (95)	Abondance par sous-population
		Densité par espèces ou par genre (41)	Abondance des reproducteurs
		Densité par classe d'âge/taille (67)	Taux de croissance asymptotique
Restauration ou changement de la structure des assemblages (10)		Capture par unité d'effort (40)	Risque d'épuisement de la population
		Biomasse par espèce ou genre (35)	Biomasse des reproducteurs
		Taille moyenne par espèce ou genre (38)	Abondance des reproducteurs
		Distribution de taille des espèces (56)	Spectre de biomasse
Effet à moyen terme	Exportation de biomasse (11)	Profil de densité par espèces (67)	Spectre de taille
		Richesse spécifique par famille (41)	Capture ou biomasse par composantes de la communauté
		Mouvements	Spectre de taille ou de biomasse
		Domaines vitaux	
Protection de la biodiversité (9)		Fidélité de présence	Biomasse ou abondance par sous-population ou par zone
		Richesse spécifique totale (59)	Capture par zone
		Densité par espèce ou genre (39)	Capture ou biomasse totale ou par composante de la communauté
		Couverture benthique (68)	Spectre de taille ou de biomasse
Effets indirects sur les algues et les invertébrés (effet cascade, réactions trophiques) (10)			<i>Abondance, densité ou couverture benthique des invertébrés et des algues</i>
Amélioration de la production			Capture totale ou par flottille
			Variation des captures
			Production équilibrée
			Production
Augmentation de la stabilité des populations et de la résilience			Métriques d'effort
			Métriques économiques
			Risque d'épuisement de la population
			Courbe de croissance asymptotique

L'efficacité des indicateurs en liaison avec la mise en évidence des effets liés à l'exportation de biomasse n'a pas été calculée car ces métriques n'ont pas été utilisées dans des tests formels. L'efficacité et la pertinence sont des critères d'évaluation des indicateurs empiriques. Les profils de densité sont généralement étudiés par des analyses multivariées. Des indicateurs additionnels ont été suggérés en italique quand aucun indicateur ne fut pas identifié dans la littérature.

3 SÉLECTION DES INDICATEURS

3.1 Les indicateurs candidats

A la lumière de la section précédente, nous avons établi une liste d'indicateurs candidats pour plusieurs effets (Tableau IV-2). Nous n'avons proposé aucun indicateur pour les effets qui n'ont pas encore été étudiés, que ce soit à partir d'études empiriques ou de modèles. De plus, les effets qui ne furent étudiés qu'à partir d'études empiriques et pour lesquels aucune métrique pertinente n'a été trouvée n'ont pas été inclus. Les indicateurs basés sur des modèles ont été sélectionnés parmi le Tableau IV-1. Les sorties des modèles de métapopulation et des modèles dynamiques d'agrégation ont été exclues car ces modèles ne sont pas assez explicatifs pour évaluer les effets des AMP.

Plusieurs indicateurs sont nécessaires pour représenter les divers effets des AMP. Concernant la gestion des pêches, les indicateurs de modèles de populations halieutiques structurées en stades sont les plus appropriés pour évaluer les effets des AMP au niveau des populations. Les abondances, les biomasses et les distributions d'âge indiquent l'état de la population, alors que le taux de croissance asymptotique, le risque d'épuisement de stocks et les variations d'abondance reflètent sa dynamique. Les indicateurs basés sur des modèles spatialisés de pêcheries sont nécessaires pour évaluer les conséquences des différentes conceptions des AMP et des mesures complémentaires de gestion des pêches. Tandis que la plupart des modèles se concentrent sur l'abondance et les captures ou les prises, l'amélioration du rendement est rarement étudiée à partir de données de terrain et il n'y a pratiquement aucune preuve empirique de l'augmentation des prises.

Les questions de conservation sont la plupart du temps abordées par des données de terrain. Les métriques les plus efficaces furent les métriques de biomasse et de densité à des niveaux agrégés, les distributions de taille par espèce et la richesse spécifique totale. Plusieurs indicateurs empiriques peuvent être trouvés pour un effet donné et leurs performances nécessitent d'être encore évaluées. Comme pour les outils de modélisation, les modèles trophodynamiques sont nécessaires pour évaluer les effets au niveau des communautés, par exemple les effets cascade (Pinnegar *et al.*, 2000).

3.2 La dépendance spatiale

Bien qu'apparemment semblables, les deux types d'indicateurs diffèrent parce qu'ils se rapportent à des échelles spatiales différentes. En premier lieu, les indicateurs empiriques sont contraints par l'échelle d'observation. La plupart des études se basent sur des comptages visuels

en plongées sous-marine et des pêches expérimentales et sont conduites localement. Mais ces données permettent d'observer la très grande majorité des espèces présentes pour estimer des indicateurs au niveau des communautés. Les modèles se réfèrent à des systèmes plus globalisés. Ils fournissent un aperçu de l'amélioration des prises, ce qui n'est pas un phénomène local. Les modèles fournissent des indicateurs appropriés pour évaluer des effets halieutiques à l'échelle de toute la pêcherie.

Les indicateurs empiriques et basés sur des modèles ne se recouvrent pas et ne sont pas redondants. Il s'agit alors de savoir de quelle façon réconcilier et relier ces points de vue. Ceci sera discuté dans la prochaine section.

Notons que les effets des AMP pourraient également être étudiés à partir de suivis à grande échelle ou par des analyses conjointes de données à grande échelle (Link *et al.*, 2002). L'augmentation des échelles d'étude exigerait de prendre en compte les dynamiques dans les évaluations empiriques et d'adapter les protocoles expérimentaux.

3.3 Les points de référence

Les points de référence peuvent être définis comme les cibles ou les limites désirées pour un indicateur (Sainsbury & Sumaila, 2003). La disponibilité de points de référence avec des seuils et des valeurs limites est considérée comme une propriété souhaitable pour des indicateurs (Nicholson & Fryer, 2002 ; Rochet & Trenkel, 2003).

Dans le cas d'approches par modélisations, des points de référence peuvent être fournis par le modèle. La direction et la magnitude des changements des indicateurs comme fonction des contrôles d'exploitation peuvent être étudiés, par exemple différentes tailles d'AMP.

Dans le cas de l'évaluation empirique des effets des AMP, il n'y a pas de mise à disposition de points de référence. Ceci n'est pas problématique dans le sens où le rôle d'un point de référence est de fournir des valeurs à partir desquelles les indicateurs sont comparés afin de fournir un diagnostic. À cet égard, les points de référence sont fournis par les valeurs des indicateurs dans des zones de contrôle, si possible avant et après l'établissement de l'AMP. De tels indicateurs ne permettent pas d'anticiper de futures évolutions de l'écosystème et de la pêche. Ils sont cependant appropriés pour aborder les questions locales de la gestion des pêches, comme celle des pêcheurs artisanaux pêchant à proximité de l'AMP.

Enfin, les AMP peuvent elles-mêmes devenir à long terme des aires de contrôle pour l'évaluation des effets de la pêche sur l'écosystème. Elles permettent alors des approches expérimentales (incluant la gestion adaptative) à l'échelle de l'écosystème (Walters *et al.*, 1997 ; Castilla, 2000).

4 LES AMÉLIORATIONS NÉCESSAIRES

Concernant les indicateurs empiriques des effets des AMP, la conception des protocoles expérimentaux reste un domaine important d'amélioration. Il semble y avoir peu d'implication quant à la conception de protocoles d'échantillonnage correctement répliqués pour l'évaluation des AMP (Fraschetti *et al.*, 2002 ; Claudet & Pelletier, 2004 ; Fraschetti *et al.*, 2005 ; Terlizzi *et al.*, 2005). Comme beaucoup de processus différents opèrent simultanément pour produire de la variabilité spatiale et temporelle dans les populations, l'évaluation des effets exige des protocoles d'échantillonnage multifactoriels. Les protocoles beyond-BACI (Before After Control Impact) fournissent un tel cadre (Underwood, 1991, 1992, 1994). L'inférence causale est possible avec ces protocoles si des données sont échantillonnées à plusieurs dates avant et après l'établissement de l'AMP, à la fois dans l'AMP et dans plusieurs sites de contrôles. Les contrôles multiples sont nécessaires pour éviter de confondre la variabilité spatiale naturelle avec les effets de l'AMP, ou avec des effets de gestion inattendus. La significativité de la différence entre la moyenne de la métrique dans l'AMP et dans les sites de contrôles est alors évaluée en relation à la variabilité naturelle du système, estimée par les différences entre les contrôles. En revanche, n'utiliser qu'un seul contrôle peut mener à des évaluations incorrectes.

D'autres remarques sont à faire concernant les protocoles d'échantillonnage et les suivis. Par exemple, les AMP sont de plus en plus envisagées sous la forme de réseaux de réserves, ce qui implique à la fois des échelles locales et régionales dans les protocoles expérimentaux. Les protocoles d'échantillonnage et la performance des indicateurs qui en résulte en terme de puissance statistique, peuvent être étudiés et optimisés à l'aide de simulations (Benedetti-Cecchi, 2001 ; Sala *et al.*, 2002) et d'approches comparatives entre différents cas d'étude ou de méta-analyses (Claudet *et al.*, 2004c). Le choix de la technique d'observation a également des conséquences sur la précision et l'efficacité des indicateurs, ainsi que sur le coût des suivis (Willis *et al.*, 2000).

Un deuxième domaine d'amélioration concerne les considérations d'habitat. L'habitat est une source cruciale de variabilité spatiale pour les communautés de poissons (Sale, 1998). Ignorer l'habitat lors d'évaluation d'AMP conduit à augmenter la variabilité résiduelle et diminuer la puissance statistique. Les protocoles d'échantillonnage doivent prendre en compte de tels facteurs de confusion et idéalement l'habitat devrait être suivi en même temps que les communautés de poissons (García-Charton *et al.*, 2000 ; García-Charton & Pérez-Ruzafa, 2001 ; Stewart-Oaten & Bence, 2001 ; García-Charton *et al.*, 2004). L'information sur l'habitat et plus généralement sur les différents composants de la variabilité spatiale doivent être introduits dans les modèles, réduisant de ce fait la variabilité résiduelle (García-Charton *et al.*, 2004 ; Ferraris *et al.*, 2005). La dernière

étude a constaté que l'habitat a expliqué une partie substantielle de la variation de densité en évaluant l'impact de la pêche au sein d'une AMP. Il a aussi été démontré (Claudet *et al.*, 2004b) que l'habitat eut une plus grande influence sur la structuration des assemblages que la protection et que celle-ci fut conditionnée par des catégories de variables d'habitat, de bathymétrie et de complexité topographique (cf. Chapitre V-A).

Un troisième domaine d'amélioration se situe dans des approches plus holistiques pour l'évaluation des effets des AMP. Les effets sont la plupart du temps évalués à partir d'approches univariées, *i.e.* pour une seule espèce ou groupe d'espèces, et pour une seule variable (*e.g.* densité ou biomasse) à la fois. De cette façon, les effets ne peuvent être comparés entre les espèces ou les groupes d'espèces et entre les variables. En conséquence, un diagnostic global de l'effet des AMP ne peut être établi et la performance des métriques ne peut être comparée. Trois approches ont été récemment proposées pour surmonter ces problèmes. D'abord, Ferraris *et al.* (2005) ont simultanément déterminé l'effet de la pêche sur les densités de tous les groupes d'espèces dans un seul modèle. En second lieu, Amand *et al.* (2004) ont conjointement modélisé les métriques biologiques en tant que fonction de facteurs liés au statut de la protection et de l'habitat, afin de classer les sensibilités des métriques en relation à un effet de la pêche. Enfin, et cette fois si directement appliqué à l'évaluation de la protection d'une AMP, Claudet *et al.* (en révision) ont utilisé des techniques récentes d'analyses de variance multivariées par permutations afin d'étudier la réponse à la protection de différents regroupements d'espèces selon des critères écologiques ou halieutiques, grâce à un protocole expérimental multifactoriel, avec des données avant et après l'établissement de la réserve (protocole BACI).

Concernant les approches par modélisations, l'utilisation des modèles mathématiques pour évaluer l'impact des AMP a été récemment contestée par Willis *et al.* (2003b). Selon ces auteurs, "theoretical model (mathematical or not) are useful in developing our ideas, but they are just that: ideas". Nous convenons du fait que beaucoup de modèles sont des contributions théoriques et que des modèles simples publiés dans des journaux réputés ont résulté en des prescriptions simplistes, par exemple au sujet de la taille requise des réserves pour protéger les ressources halieutiques. Cependant, les modèles sont des outils remarquables pour évaluer les conséquences des AMP, à l'échelle des pêcheries et des écosystèmes. Le domaine principal d'amélioration pour les approches par modélisations se situe dans le développement de modèles qui réalisent un compromis entre la parcimonie et la complexité, et qui sont paramétrisés et calibrés avec des données réelles. Plus spécifiquement, des modèles sont nécessaires pour expliciter les dynamiques spatiales des populations et de l'exploitation par pêche à l'échelle de l'AMP, incluant les échelles saisonnières. Les modèles doivent prendre en compte les pêcheries

mixtes (pêcheries multiflottilles et multiespèces) et le comportement des pêcheurs en ce qui concerne les AMP. Ils doivent tenir compte des investigations sur la conception des AMP, comprenant les protections permanentes versus provisoires, les restrictions partielles des activités de pêche et les réseaux d'AMP. Ils devraient également servir à d'autres mesures de gestion des pêches, comme les récifs artificiels. Plusieurs de ces points ont déjà été discutés (Sumaila *et al.*, 2000). Certains des modèles cités précédemment présentent certaines de ces caractéristiques, en particulier le modèle ISIS-Fish (Pelletier *et al.*, 2001 ; Mahévas & Pelletier, 2004), qui incorpore la plupart d'entre elles. Une version bioéconomique de ce modèle est actuellement en cours de développement.

Afin de pouvoir calibrer les modèles avec des données réelles, l'information appropriée est requise à l'échelle de l'écosystème et de la pêche. Connaître les dynamiques spatiales des stades démographiques des populations est nécessaire et ces aspects peuvent être mal connus. Mais ce besoin d'une meilleure évaluation des dynamiques spatiales de l'exploitation devrait être plus souligné. Les statistiques de pêche conventionnelles fournissent quelques informations, mais elles souffrent généralement d'un manque de spatialisation. L'information additionnelle doit être obtenue par des interviews de pêcheurs et des projets de recherche récents se concentrent sur ces questions.

Ces aspects des approches par modélisations étayent la construction des indicateurs basés sur les modèles, car des sorties fiables de modèles nécessitent que les modèles soient ancrés dans le monde réel.

5 LES PERSPECTIVES

5.1 Vers une complémentarité entre les indicateurs empiriques et ceux basés sur des modèles

Il y a actuellement un fossé et probablement un certain malentendu, entre les études empiriques et les approches par modélisations concernant l'évaluation des AMP. Les approches par modélisations sont perçues comme trop théoriques par les écologistes de terrain (Willis *et al.*, 2003b), mais elles sont indispensables pour évaluer les conséquences des AMP aux échelles des pêcheries et des écosystèmes. Le développement des modèles plus réalistes devrait réduire ce fossé.

Par ailleurs, toutes les synthèses récentes des études empiriques remarquent un niveau remarquablement bas d'évidence empirique des effets des AMP, principalement en raison d'une élaboration inadéquate des protocoles expérimentaux (Russ, 2002 ; Willis *et al.*, 2003b). Concevoir des protocoles expérimentaux peut être d'une certaine manière facilité par un travail de modélisation préliminaire, en particulier pour construire des indicateurs de suivis des effets des AMP. Il y a des aspects additionnels à la complémentarité entre les approches empiriques et celles basées sur des modèles quant à l'évaluation des AMP (Tableau IV-3). Parce que les approches empiriques concernent la plupart du temps l'évaluation locale, leur intégration avec des modèles serait facilitée par des suivis à grande échelle et des approches régionales (*e.g.* BIOMEX, biomex.univ-perp.fr).

Tableau IV-3 : Spécificité des études empiriques et des approches par modélisations.

Etudes empiriques	Approches par modélisations
Evaluation locale et instantanée	Intégration dans le système, à l'échelle des pêcheries, de l'écosystème, de la gestion côtière Intégration de la connaissance sur les composants du système Transfert de connaissance locale à l'échelle du système
Tests formels des effets	Evaluation quantitative des dynamiques du système
Validation de terrain	Exploration de scénarios et d'hypothèses
Estimations réelles des composantes de la variance et des tailles d'effet	Possibles projections dans le futur Production d'hypothèses à tester
Sites de contrôles	Mise à disposition de points de référence théoriques
Lien direct avec les suivis	Diagnostic global du système

À la lumière des imperfections des méthodes et des modèles existants pour l'évaluation des AMP, des guides méthodologiques pour le développement d'indicateurs des effets des AMP

seraient salutaires, car ils guideraient vers des évaluations statistiques améliorées et des modèles plus réalistes, dans le but de construire des programmes de suivis.

Comparées à d'autres approches de gestion des pêcheries qui se fondent la plupart du temps jusqu'à maintenant sur des approches par modélisations, les expériences des approches empiriques à l'évaluation des AMP lèvent une lumière nouvelle sur la question des indicateurs. Elles illustrent en particulier les grandes sources de variabilité inhérentes aux données, qui peuvent empêcher la détection des effets écologiques ou halieutiques, ce qui est pourtant une des caractéristiques essentielles des indicateurs (Nicholson & Fryer, 2002).

5.2 La gestion des aires marines protégées

Comme mentionné dans l'introduction, le présent travail était orienté vers les critères de performance qui peuvent être évalués par des scientifiques. C'est une première étape, car les effets écologiques et halieutiques des AMP ne sont pas encore entièrement compris et ne sont pas tous démontrés. Beaucoup d'AMP sont déjà établies ou les projets sont en cours d'élaboration. Les scientifiques doivent anticiper l'élaboration de nouveaux programmes de suivis afin d'éviter les lacunes précédemment identifiées. Les indicateurs d'évaluation sont utilisés pour tester des hypothèses sur les effets des AMP ; ils sont ceux requis pour les suivis. Les indicateurs de gestion employés par les gestionnaires pour la prise de décision appartiennent à une autre catégorie, à la fois parce qu'ils doivent regrouper les divers effets des AMP et parce que des critères de communication doivent être considérés pour évaluer leur performance.

Les indicateurs de gestion des AMP ne sont pas uniquement des versions spatialisés des indicateurs utilisés pour la gestion des pêches. Bien que les modèles se fondent sur les dynamiques conventionnelles de populations, les dispositifs d'exploitation et le comportement des pêcheurs, le grand nombre de différentes conceptions possibles des AMP rendent ce problème multidimensionnel complexe, comparé à d'autres mesures de gestion. Les indicateurs de gestion doivent être évalués par les gestionnaires et probablement d'autres dépositaires, tels que des administrateurs et des usagers, par des interviews, avec l'aide des scientifiques. Ceci implique plus de discussions entre scientifiques et gestionnaires. Dans le cas des AMP, il y a actuellement plusieurs projets de recherche européen ou nationaux impliquant à la fois des scientifiques et des gestionnaires. Les approches empiriques illustrent la diversité des effets écologiques des AMP et par conséquent plusieurs indicateurs sont nécessaires. Nous avons proposé une liste d'indicateurs clefs en relation avec plusieurs effets des AMP. Ils peuvent être mis en application et leur exécution peut être encore évaluée.

TRANSITION

Au travers des études précédentes, nous avons vu, entre autres, qu'il est difficile de détecter les augmentations en abondance de certaines espèces, ou les augmentations en terme de richesse ou de diversité induites par les aires marines protégées. Ce sont pourtant des réponses intuitivement attendues de l'écosystème à l'arrêt des activités de pêche dans une zone. Il convient donc, tout en gardant ces indicateurs comme critères d'évaluation, d'adapter les méthodes d'investigation afin de pouvoir mettre en évidence ces effets.

Nous avons accompli des avancées significatives dans ce domaine à partir de deux cas d'étude différents, regroupés chacun dans une partie distincte du chapitre suivant. Nous avons cherché à augmenter la puissance statistique des tests d'hypothèse à détecter ces effets par l'intermédiaire d'une méta-analyse, mais les analyses conduites sur cette réunion de jeux de données collectés par différents observateurs n'ont pas données de résultats fort concluants, au regard de ce qui avait été démontré auparavant. En revanche, le développement de nouvelles méthodologies d'évaluation par l'intermédiaire de toutes récentes techniques d'analyse nous a permis d'évaluer l'effet de la protection en termes d'augmentations d'abondance, de richesse, ou de diversité. Ces effets des aires marines protégées sur les assemblages de poissons ont de plus été conditionnés à des paramètres d'habitats et il nous a été possible de démontrer leur gradation, que ce soit sur une échelle temporelle ou en relation avec des critères biologiques ou écologiques des assemblages.

**V. ÉVALUATIONS DES AIRES
MARINES PROTÉGÉES : ÉTUDE
DES EFFETS DE LA
PROTECTION SUR LES
PEUPELEMENTS DE POISSONS
DANS DEUX RÉSERVES
MÉDITERRANÉENNES**

**V. A. ÉVALUATION DE LA
RÉSERVE NATURELLE MARINE
DE CERBÈRE-BANYULS : MÉTA-
ANALYSE ET INFLUENCE DE
L'HABITAT**

1 INTRODUCTION

La RNMCB est créée par décret interministériel le 26 février 1974. Cette réserve est la première réserve marine de France. Au sein de cette réserve, une zone de protection renforcée, ou réserve intégrale, est instituée le 21 mars 1979 par décision du Directeur des Affaires Maritimes en Méditerranée. La superficie de la réserve partielle est de 553,5 ha, s'étendant de l'île Grosse, à Banyuls-sur-Mer, jusqu'au Cap Peyrefitte, à Cerbère. Elle couvre un linéaire côtier de 7,19 Km (Lenfant *et al.*, 2000a). Elle s'étend au large jusqu'à l'isobathe -60 m, son extension maximale vers le large est de 1,5 milles nautiques (Figure V-1). La réserve intégrale, quant à elle, occupe une surface de 63,9 ha et couvre un linéaire côtier de 1,54 km. Elle est située au niveau du Cap Rédérés (Figure V-1). L'ensemble recouvre une surface de plus de 617 ha.

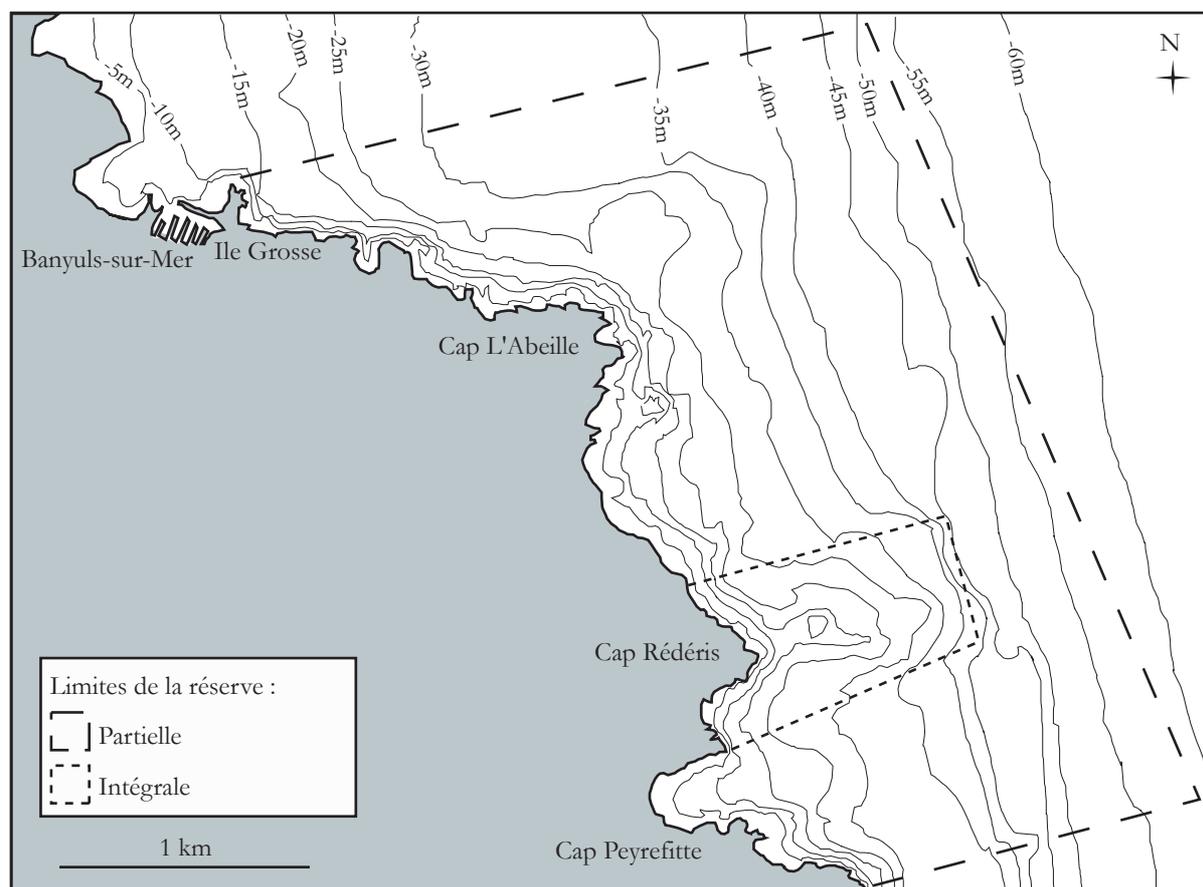


Figure V-1 : Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls (d'après Lenfant *et al.*, 2000a).

La RNMCB se situe dans la partie occidentale du Golfe du Lion, sur la Côte Vermeille, un des rares secteurs rocheux du littoral du Languedoc-Roussillon. Elle comprend une succession de caps limitant de petites anses sablo-gravillonnaires, totalisant 360 m de plage de galets et de sables grossiers. La RNMCB a été établie dans une zone structurellement complexe, favorisant le

nombre et la diversité des habitats et rendant difficile son accès à certains types de filets de pêche. La topographie sous-marine révèle de fortes zones d'éboulis et de roches massives, plus importantes au niveau des caps, se poursuivant par d'importants plateaux coralligènes. La zone du Cap Rédéris, mise en protection intégrale, présente à moins de 470 m de la côte une multitude de remontées rocheuses de -35 m à la zone des -3 m. Des fonds de 60 m sont présents à moins de 2 Km du rivage, la profondeur moyenne de la zone étant de -35 m. La profondeur maximale de la réserve intégrale est de -45 m, avec une profondeur moyenne de -25 m (Planes *et al.*, 2000b). La courantologie est changeante. La RNMCB est soumise à l'influence du courant liguro-provençal, qui peut être renforcée en régime de tramontane (vent de secteur nord-ouest). Les eaux sont turbides car ce courant se charge de particules sédimentaires à son passage devant l'embouchure du Rhône. Cette situation peut s'inverser en régime de vent marin (de secteur sud-est), avec la formation d'un contre-courant (Planes *et al.*, 2000b). L'action de la houle intervient jusqu'à des profondeurs de 15 m environ (Lenfant *et al.*, 2000a). Six unités écologiques sont représentées dans la RNMCB (Lenfant *et al.*, 2000a) : le trottoir à *Lithophyllum lichenoides*, les herbiers de phanérogames marines, le coralligène, les fonds rocheux et les blocs, les grottes sous-marines et les fonds meubles.

La pêche, qu'elle soit professionnelle ou amateur, est soumise à autorisation sur l'ensemble de la zone, exceptée dans la zone de protection renforcée, où tout type de pêche est interdit, de même que les activités de plongée sous-marine (Lenfant *et al.*, 2000a). Les pêcheurs plaisanciers doivent être titulaires d'une autorisation annuelle délivrée gratuitement par l'Administration des Affaires Maritimes de Port-Vendres. La pêche de plaisance de nuit est interdite. La pêche professionnelle est soumise à autorisation préfectorale. Cet arrêté restreint cette pêche à une calée quotidienne de trois fois 750 m de filet maillant ou d'une ou de plusieurs palangres d'un total de 500 hameçons. Il est également possible, à titre collectif, de caler à poste trois bonitières de 250 m. Les récoltes de moules, oursins et autres fruits de mer sont interdites. La vitesse est limitée à cinq nœuds dans la bande des trois cents mètres et elle est limitée à huit nœuds dans le reste de la réserve. Le mouillage est autorisé sauf dans la réserve intégrale.

Les objectifs de la RNMCB, tels qu'énoncés en 2000 dans le plan de gestion (Lenfant *et al.*, 2000b), sont déclinés en trois niveaux : les objectifs prioritaires, les objectifs secondaires et d'autres objectifs. Les objectifs prioritaires comprennent (i) l'amélioration de la connaissance du patrimoine écologique de la réserve naturelle et (ii) la conservation et l'entretien des habitats de la réserve naturelle et de leur diversité spécifique. Les objectifs secondaires comprennent (iii) le contrôle des activités humaines afin de rendre la fréquentation du site compatible avec les objectifs de conservation du patrimoine et (iv) la réalisation d'actions sur les zones périphériques

de la réserve naturelle dans un but de valorisation et de protection du site. Les autres objectifs peuvent être regroupés en trois sous-catégories. Elles correspondent aux objectifs d'accueil et de pédagogie : (v) amélioration de l'accueil des scolaires et des animations pédagogiques et (vi) renforcement de la politique d'information et de communication ; aux objectifs liés à la recherche : (vii) valorisation de la réserve en tant que support aux recherches fondamentales ; et enfin à des objectifs divers : (viii) assurer une gestion administrative et technique optimale de la réserve naturelle et (ix) développer l'intégration de la réserve naturelle dans le réseau des espaces protégés et valoriser ses missions à l'extérieur.

Malgré un certain nombre d'études sur la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls (RNMCB) (Bell, 1983 ; Jouvenel, 1992 ; Licari, 1993 ; Dufour *et al.*, 1995 ; Sasal *et al.*, 1996 ; García-Charton *et al.*, 2000 ; Planes *et al.*, 2000b ; Jouvenel & Pollard, 2001 ; García-Charton & Planes, 2002 ; Lenfant *et al.*, 2003 ; Lloret & Planes, 2003), au-delà d'un diagnostic espèce par espèce, les effets de la réserve sur les communautés de poissons ne sont pas toujours clairs. Relativement peu d'études visant l'évaluation de l'impact des réserves considèrent explicitement les caractéristiques de l'habitat. Or, la variabilité naturelle peut aboutir à des interprétations biaisées si elle n'est pas correctement prise en compte (Underwood, 1981 ; Chapman *et al.*, 1995). García-Charton & Pérez-Ruzafa (1999) ont discuté de l'influence de l'hétérogénéité spatiale sur l'évaluation d'impact des AMP et se sont concentrés sur la variation spatiale en abondance des communautés de poissons. L'impact des AMP est en général estimé en comparant des densités ou des abondances moyennes entre la réserve et la zone exploitée. Les tests statistiques correspondants sont réalisés par espèce ou par groupe d'espèce, la plupart du temps grâce à des tests univariés.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Démarche

Au vu de cette problématique, notre démarche se présente en deux parties distinctes. Tout d'abord une méta-analyse de données existantes (Licari, 1993 ; Jouvenel, 1997 ; García-Charton & Planes, 2002), doit conduire à un diagnostic de l'impact de la RNMCB sur les peuplements démersaux-benthiques, ou à des considérations concernant leurs limites dans le cadre de notre étude. Une méta-analyse est un résumé, une synthèse quantitative et une analyse d'une réunion de plusieurs études (Gurevitch & Hedges, 1999). Une telle procédure permet d'augmenter la puissance statistique des tests entrepris sur l'ensemble des jeux de données. Définir la question principale à étudier est un pré-requis fondamental à la conduite de toute méta-analyse (Osenberg *et al.*, 1999). L'effet potentiel de la RNMCB sur les densités et les présences/absences de poissons de roche est évalué respectivement par des analyses de variance et des analyses de déviance, dans le premier cas à partir de modèles linéaires et dans le second, à partir de modèles linéaires généralisés. L'hypothèse testée sur le test agrégé est que la protection a un effet sur les densités ou sur la présence de certaines espèces de poissons. La relation moyenne-variance n'étant pas constante entre toutes ces études, nous avons ajusté au mieux les modèles aux données (McArdle & Anderson, 2004). La même démarche est entreprise sur des paramètres synthétiques descripteurs du peuplement comme la richesse spécifique ou la diversité. Dans un second temps, nous nous focalisons sur le jeu de données le plus complet au regard de nos objectifs (García-Charton, 2002), en le mettant en relation avec des données d'habitat, de bathymétrie et de complexité issue d'un système d'information géographique couvrant la zone d'étude (Licari *et al.*, 2004). La variabilité contenue dans les données d'abondances de poissons est analysée par une technique de régression multivariée afin de distinguer et de hiérarchiser les effets potentiels de la réserve et ceux des variables environnementales.

2.2 Les données

2.2.1 *Les comptages visuels de poissons en plongée sous-marine*

Trois jeux de données ont été rassemblés, soit par l'intermédiaire du laboratoire, soit directement auprès des auteurs des données. Ces jeux de données correspondent à des comptages visuels de poissons en plongée sous-marine et ont tous pour caractéristique de présenter des comptages à l'intérieur et à l'extérieur de la RNMCB. Ces données sont respectivement issues des travaux réalisés par Licari (1993), Jouvenel (1997) et García-Charton (2002). Dans certains cas,

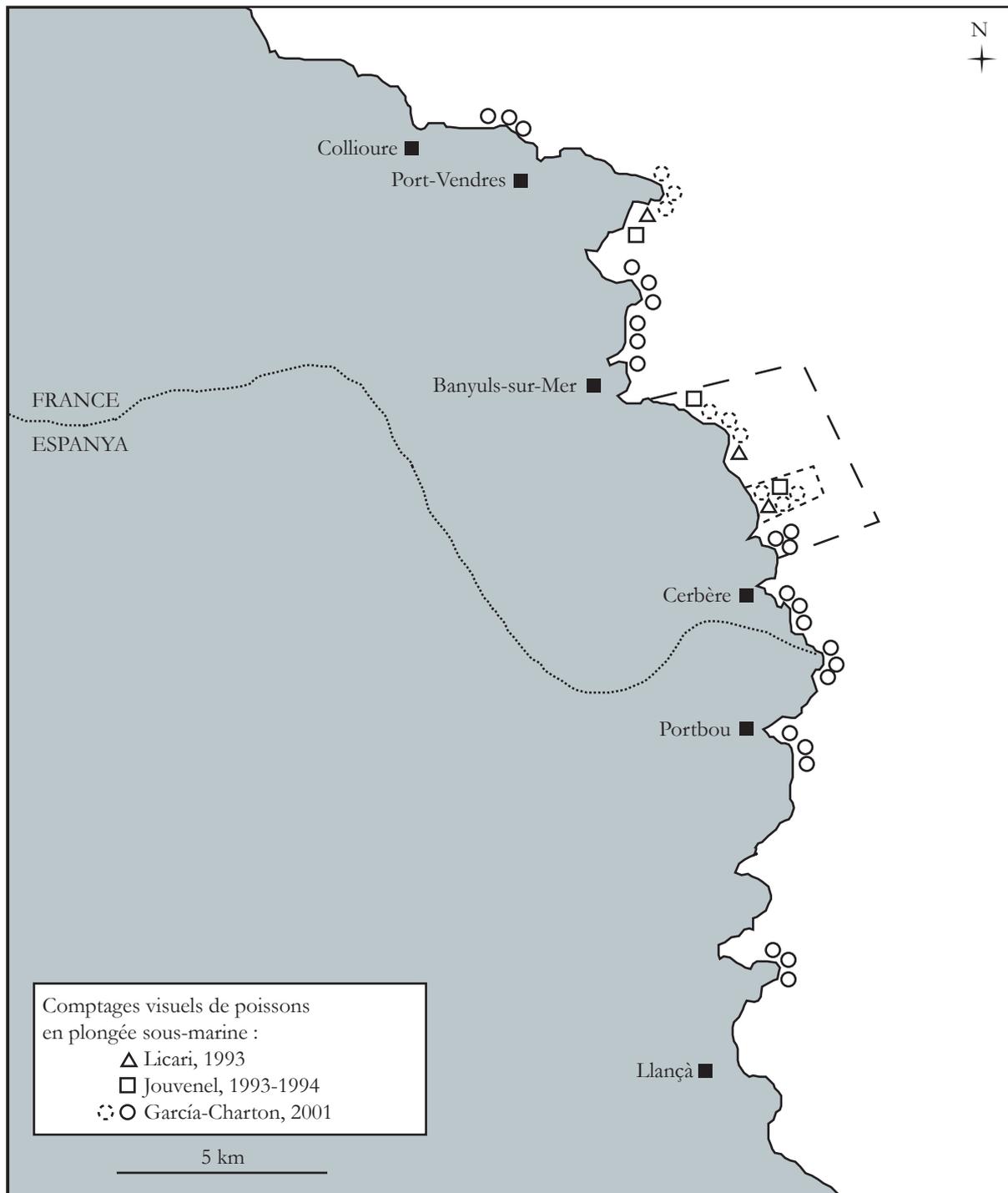
ces jeux de données n'ont pu être récupérés que de manière partielle. Il faut noter que nous présentons ici uniquement les données qui seront analysées ultérieurement.

Du 11 au 27 mai 1993, trois sites ont été échantillonnés (Licari, 1993). Un site est situé hors de la réserve, au sud du Cap Béar ; un autre est au sein de la réserve, au sud du Cap l'Abeille ; et le dernier est dans la réserve intégrale, au sud du Cap Rédéris (Figure V-2). Chacun des trois sites correspond à une surface de 150 m sur 10 m, parallèle à la côte, comprise entre -9 m et -12 m. Au sein de chaque site, 15 transects de 50 m de long sur 2 m de large sont échantillonnés. L'identification et le dénombrement des espèces rencontrées se fait lors d'un seul passage du plongeur qui matérialise le transect par déroulement d'un pentadécamètre. Les poissons d'une même espèce sont dénombrés jusqu'à 16 individus, au-delà, des classes d'abondance sont utilisées suivant une progression géométrique d'ordre 2^{4+n} (Bell, 1983). Les abondances sont ensuite exprimées par la médiane des classes. Les espèces à fort comportement cryptique comme les Blenniidae et les Gobiidae ne sont pas identifiées et dénombrées. Dans le jeu de données, nous disposons de 12 transects par sites et des abondances de 23 espèces identifiées.

Trois autres sites, proches des précédents, ont été échantillonnés de manière hebdomadaire de décembre 1993 à septembre 1994 (Jouvenel, 1997). Ces sites se trouvent respectivement hors de la réserve, dans la réserve partielle et dans la réserve intégrale (Figure V-2), dans la même gamme de profondeur que précédemment. Trois transects de 50 m de long pour 4 m de large sont réalisés sur chacun de ces sites. Toutes les espèces rencontrées lors d'un passage unique le long du transect sont identifiées et dénombrées par la même méthode que précédemment (Bell, 1983). Pour éviter une partie des biais liés aux comptages visuels de poissons en plongée sous-marine induisant une sous-estimation des effectifs et de la richesse (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985), les comptages ne sont pris en compte que si la visibilité est supérieure à la distance d'approche ou de fuite du maximum d'espèces et à la demi-largeur du transect. Le nombre total des transects s'élève à 71 et 43 espèces ont été identifiées.

Au printemps et à l'automne 2001, une nouvelle collecte de données a été mise en place (García-Charton & Planes, 2002). Le plan d'échantillonnage hiérarchisé dans l'espace comprend 11 secteurs au total, dont trois sont dans la réserve (un dans la réserve intégrale et deux dans la réserve partielle, de part et d'autre de la réserve intégrale). Chacun des secteurs comprend trois sites (Figure V-2), positionnés au hasard et séparés de quelques dizaines de mètres. Chaque site comprend trois transects longs de 50 m, positionnés au hasard avec pour seule contrainte de se situer sur des fonds rocheux entre 8 et 12 m de profondeur. Ce protocole est utilisé au printemps et à l'automne 2001. La collecte des données se fait le long des transects sur une largeur de 5 m (2,50 m de part et d'autre du transect) ; elle est conditionnée à la visibilité comme précédemment

(Jouvenel, 1997). Les poissons rencontrés lors du parcours du transect sont identifiés et dénombrés selon neuf classes d'abondances (Harmelin, 1987). Cela correspond à des groupes de poissons de 1, 2 à 5, 6 à 10, 11 à 30, 31 à 50, 51 à 100, 101 à 200, 201 à 500 et supérieur à 500 individus. 45 espèces ont été identifiées pour un total de 198 transects cumulés sur les deux saisons.



FigureV-2 : Sites d'échantillonnage des différents jeux de données.

2.2.2 Le système d'information géographique

La description de l'habitat et de la bathymétrie de la partie marine de la Côte Vermeille pour constituer un Système d'Information Géographique (SIG) a été obtenue par plusieurs méthodes (Licari *et al.*, 2004). L'utilisation d'un sonar multifaisceaux sur 30 Km de côte entre 5 m et 60 m de profondeur a permis d'obtenir une grille fine (de 1 m sur 1 m) des profondeurs et une mosaïque d'images sonar du fond. La carte bathymétrique est finalisée par une interpolation de la grille des profondeurs avec l'algorithme triangulaire de Vertical Mapper. La mosaïque permet d'établir la carte des habitats en distinguant respectivement la roche, les blocs de roche, les galets, le sable, le coralligène et les lits de *Posidonia oceanica* en séparant les herbiers denses, épars et isolés. Pour valider les images sonars, 54 plongées ont été effectuées. Pour délimiter la limite supérieure côtière des herbiers, des photographies aériennes de 2000 (IGN 2000-66) ont été incorporées. Toutes ces données ont été intégrées dans un SIG avec le logiciel MapInfo.

L'approche nouvelle développée dans le cadre de notre étude a été de considérer l'habitat à une échelle supérieure à celle des transects. En effet, nous considérons que la plupart des espèces rencontrées lors des comptages visuels en plongée sous-marine ont des domaines vitaux généralement plus étendus que la largeur ou la surface des transects. De plus, ces espèces peuvent être influencées par la succession éventuelle des habitats environnants. Ainsi, les espèces de fonds rocheux rencontrées le long d'un transect exclusivement positionné sur de la roche peuvent différer, ou tout du moins avoir des effectifs qui fluctuent, selon que ce transect se trouve ou non à proximité d'une grande étendue sableuse.

Nous avons donc étudié l'influence de différentes variables d'habitat, de bathymétrie et de complexité à cette nouvelle échelle spatiale sur la distribution des assemblages de poissons ; reflétée par les données de García-Charton (2002). Pour extraire des données d'habitat, de bathymétrie et de complexité à cette nouvelle résolution spatiale, nous avons centré des cercles de 200 m de diamètre sur les sites d'échantillonnage (Figure V-3), nous les appelons "unités d'extraction". Cette distance nous a semblé pertinente au regard des mouvements des poissons généralement observés et de l'échelle à partir de laquelle leur présence et leurs effectifs sont collectés. Une "unité d'extraction" couvre les différents réplicats d'un même site et sont les mêmes pour les deux saisons d'échantillonnage. Les variables construites, extraites de ces "unités d'extraction" sont de trois types : (i) des variables d'habitat, (ii) des variables bathymétriques, et (iii) des variables de complexité topographique. Les variables d'habitat regroupent les surfaces de recouvrement en roche, en blocs, en galets, en sable, en coralligène et en herbiers de *Posidonia oceanica* denses, épars et isolés. Toutes ces surfaces sont exprimées en m².

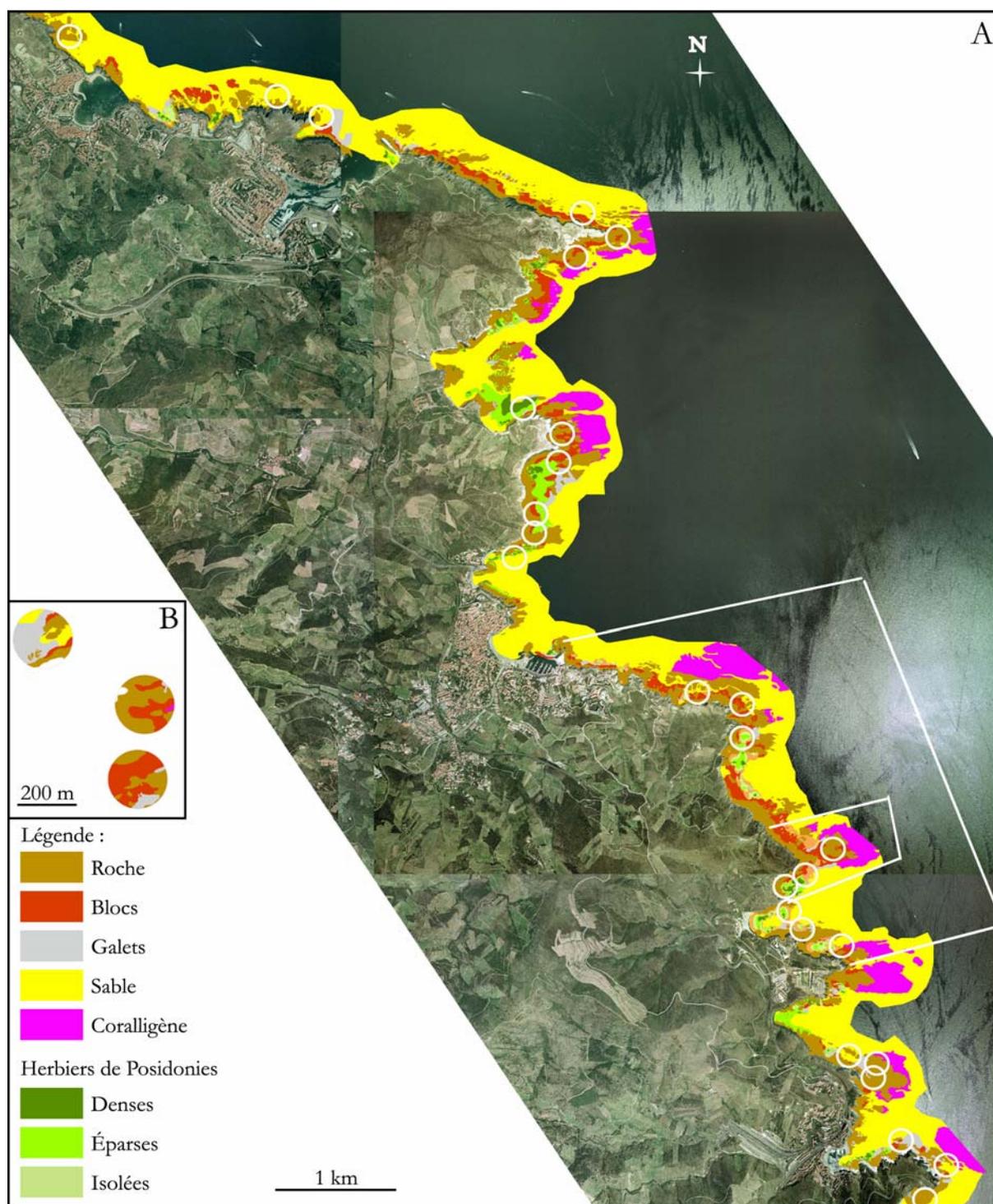


Figure V-3 : A, vue aérienne de la côte des Albères, habitats côtiers obtenus à partir d'un système d'information géographique (Licari *et al.*, 2004), limites de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls et positionnement des unités d'extraction d'où sont issues les variables d'habitat, bathymétriques et de complexité topographique. B, grossissement de trois unités d'extraction avec l'habitat correspondant.

Les recouvrements en roche, blocs, galets, sable et coralligène sont exclusifs entre eux (*e.g.* il ne peut y avoir un fond sableux sur de la roche), par contre il n'en est pas de même pour les herbiers de *Posidonia oceanica* qui se trouvent forcément sur un de ces substrats. Les variables bathymétriques regroupent la profondeur moyenne que nous avons pondérée par les surfaces

respectives des profondeurs rencontrées au sein des unités d'extraction et les profondeurs minimale et maximale présentes dans les "unités d'extraction". Ces profondeurs peuvent être supérieures ou inférieures à celle des transects car une plus grande zone est prise en compte. Nous nous intéressons ici à l'influence qu'elles peuvent avoir sur les peuplements rencontrés le long des transects. Les variables de complexité regroupent deux concepts relativement différents : la pente du relief et la complexité topographique, dont la relation avec les assemblages de poissons peut être forte (Luckhurst & Luckhurst, 1978). Nous avons pris en compte la pente du relief par l'intermédiaire du nombre total d'isobathes présentes au sein des "unités d'extraction". Plus les isobathes sont resserrées, donc plus leur nombre est important dans une "unité d'extraction", plus la pente est forte. La complexité topographique a été représentée comme la longueur totale de l'ensemble des isobathes d'une "unité d'extraction" divisée par le nombre total d'isobathes différentes. Cette métrique permet de prendre en compte la complexité du relief. Elle est pondérée par le nombre d'isobathes distinctes pour qu'une valeur élevée de cette variable ne corresponde pas à un fond lisse mais pentu, qui présenterait de nombreuses isobathes resserrées, sans pour autant que celles-ci ne présentent elles-mêmes une structure complexe.

2.3 Les analyses de données

2.3.1 Modélisation des variations spatiales et temporelles à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve : une méta-analyse

Pour cette analyse, l'ensemble des sites d'échantillonnages de Licari (1993) et Jouvenel (1997) décrits précédemment ont été conservés, soit deux groupes de trois sites, regroupés en trois zones : une Hors de la Réserve (HR), une dans la Réserve Partielle (RP) et la dernière dans la Réserve Intégrale (RI). Seuls les trois secteurs de García-Chartron (2002) à proximité de ces trois zones ont été inclus dans l'analyse pour que les zones échantillonnées correspondent entre les différentes études. Ces trois secteurs regroupant chacun trois sites, neuf sites sont concernés (représentés par des cercles en pointillés sur la Figure V-2). La répartition des transects entre les différentes études incluses dans la méta-analyse est présentée dans le Tableau V-1. On remarque un fort déséquilibre entre les saisons. Très peu de données ont été collectées en été et toutes le sont par Jouvenel (1997). Le nombre d'espèces conservées correspond au nombre maximum d'espèces communes aux trois études ; il est de 23 (Tableau V-2). Les abondances par espèces de chaque étude ont été ramenées à des densités en fonction de la surface échantillonnée par transect afin de permettre des comparaisons entre études ; elles sont exprimées en ind.m⁻².

Tableau V-1: Répartition du nombre de transects par saison et par étude incluse dans la méta-analyse.

Étude	Saison	HR	RP	RI
<i>Licari (1993)</i>	printemps	12	12	0
	été	0	0	0
	automne	0	0	12
	hiver	0	0	0
<i>Jouvenel (1997)</i>	printemps	10	9	10
	été	0	3	2
	automne	4	3	3
	hiver	13	8	6
<i>García-Charton (2002)</i>	printemps	9	9	9
	été	0	0	0
	automne	9	9	9
	hiver	0	0	0
<i>Méta-analyse (total)</i>	printemps	31	30	19
	été	0	3	2
	automne	13	12	24
	hiver	13	8	6

Tableau V-2 : Liste des 23 espèces incluses dans la méta-analyse avec les fréquences d'occurrence correspondantes (en %) sur l'ensemble des études ($n = 161$ transects). Il est indiqué si les espèces sont prélevées par la pêche.

Familles	Espèce	Fréquence	Prélèvements
Centracanthidae	<i>Spicara maena</i>	10,6	non
Labridae	<i>Coris julis</i>	57,1	oui
Labridae	<i>Symphodus melanocercus</i>	48,4	non
Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	46,0	non
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	39,8	oui
Labridae	<i>Labrus merula</i>	23,6	oui
Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	12,4	non
Mugilidae	<i>Mugilidae</i> spp.	23,0	oui
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	41,6	oui
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	3,1	oui
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	2,5	oui
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	11,8	oui
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	72,7	oui
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	14,3	oui
Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	80,7	oui
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	63,4	oui
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	26,1	oui
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	25,5	oui
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	23,6	oui
Sparidae	<i>Boops boops</i>	16,1	oui
Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	16,1	oui
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	1,9	oui
Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	1,2	oui

Les densités d'espèces ont été modélisées comme une fonction des facteurs Temps, Saison et Zone. Le facteur Temps (Te) correspond aux différentes études prises en compte dans l'analyse (*i.e.* celles de Licari, 1993 ; Jouvenel, 1997 ; García-Charton, 2002). Le facteur Saison (Sa) correspond aux quatre saisons de l'année. Le facteur Zone (Zo) correspond aux trois différentes zones échantillonnées (*i.e.*, HR, RP, RI). Ces trois facteurs sont traités comme fixes. Les facteurs

Temps et Zone sont croisés entre eux, car chacune des trois zones a été échantillonnée lors de chaque étude. En revanche, ce n'est pas le cas des saisons, qui n'ont pas toutes été échantillonnées dans chaque étude. Le facteur Saison est donc imbriqué dans le facteur Temps. Le modèle prend en compte toutes les combinaisons des niveaux des facteurs (Underwood, 1981) et s'écrit comme suit :

$$X_{ijkz} = \mu + Te_i + Sa(Te)_j + Zo_k + Te \times Zo_{ik} + Sa(Te) \times Zo_{jk} + e_{z(jik)}$$

où X_{ijkz} représente la densité d'une espèce observée au transect z dans la zone k à la saison j durant le temps i . μ représente la moyenne générale sur l'ensemble des niveaux des facteurs des densités de l'espèce considérée. Te_i représente l'effet du niveau i du facteur Temps (*i.e.* l'étude considérée). $Sa(Te)_j$ correspond à l'effet de la saison j ($j =$ printemps, été, automne, hiver) au sein d'une étude i . Zo_k représente l'effet de la zone k ($k =$ HR, RP, RI). Toutes les interactions de ces facteurs sont également prises en compte. Le facteur Saison étant imbriqué dans le facteur Temps, il ne peut y avoir d'interaction d'ordre deux. $e_{z(jik)}$ représente la variabilité résiduelle.

Un effet du à la protection (*i.e.* l'existence d'un des effets réserve) peut être mis en évidence par l'existence de différences significatives, changeantes dans le temps, entre les valeurs moyennes des variables décrites (*e.g.* densités) entre les niveaux de protection (sensu Underwood, 1993)). Cela revient à détecter l'existence d'une évolution temporelle d'une différence spatiale. Ainsi, selon le modèle proposé, un effet réserve sur les densités d'une espèce est mis en évidence lorsque le terme d'interaction entre les facteurs Temps et Zone est statistiquement significatifs. L'interaction d'ordre deux incluant ces termes aurait traduit également un effet de la réserve sur les variables modélisées mais les différentes saisons ne sont pas toutes présentes pour chaque protocole différent. L'interaction entre Saison et Zone, ne représentant que des variations temporelles à petite échelle, n'est pas pris en compte comme représentative d'un effet de la réserve.

Les modèles ont été construits pour les densités des espèces pêchées ayant une fréquence d'occurrence supérieure à 40 % (Tableau V-2) et pour les densités de ces espèces transformées en présences/absences. Il est attendu que les espèces pêchées, soumises à une exploitation en dehors de la réserve, soient les espèces réagissant le mieux à la mise en protection. Les espèces concernées sont les Labridae *Coris julis* et *Symphodus tinca*, le Mullidae *Mullus surmuletus*, le Serranidae *Serranus cabrilla* et les Sparidae *Diplodus sargus* et *Diplodus vulgaris*. Les espèces pêchées représentent l'ensemble des espèces prélevées (Criquet, 2001), *i.e.* les espèces cibles de la pêche, qu'elle soit de plaisance ou commerciale, ou les espèces prélevées de manière accidentelles. Le peuplement total a été pris en compte à travers les densité, richesse et diversité totales. L'effet de la protection sur des paramètres descripteurs du peuplement des espèces pêchées a également été

testé, en considérant la densité cumulée de ces espèces, leur diversité et leur richesse relatives. Dans les modèles, toutes les densités ont été log-transformées. En considérant que les poissons sont protégés en proportion à leurs abondances, la log-transformation applique l'additivité à un processus présumé multiplicatif. Les études de l'effet des facteurs sur les variables de densité, de richesse, ou de diversité ont été réalisées avec des analyses de variance (ANOVA) par des tests F . Tous les facteurs étant fixes, le terme utilisé pour le dénominateur dans les F -ratio est le carré moyen des résidus. L'effet des facteurs sur les présences/absences a été testé avec des modèles linéaires généralisés (Generalized Linear Model, GLM) où nous avons choisi la loi binomiale pour décrire la distribution du terme d'erreur et la fonction logit comme fonction de lien. Les analyses de déviance sont testées par un test du χ^2 . Lors d'interactions incorporant à la fois le facteur Zone et le facteur Temps, les tests sur les différences entre les zones sont réalisés par des tests non-paramétriques de Wilcoxon de comparaison par paires. Le seuil de significativité choisi pour tous les tests est de 0,05.

2.3.2 Influence de l'habitat et évaluation de la protection

Afin d'étudier les relations de l'hétérogénéité et de la complexité de l'habitat sur les assemblages de poissons et la part respective de cette influence et de celle de la protection, le jeu de données de García-Chartron (2002) a été choisi. Présentant un nombre plus important de sites et une répartition de ceux-ci le long de la côte rocheuse (Figure V-2), ils recouvrent une diversité en habitats plus importante que les deux autres jeux de données (Licari, 1993 ; Jouvenel, 1997). Le nombre total de transects est de 162 et un total de 46 espèces de poissons ont été identifiées et dénombrées.

Les variables d'habitat, de bathymétrie et de complexité topographique extraites du SIG à partir d' "unités d'extraction" centrées sur les sites d'échantillonnage, ainsi qu'un facteur Zone présentant les mêmes modalités que précédemment (*i.e.* HR, RP, RI), ont été simultanément inclus comme variables explicatives dans une technique de discrimination multivariée, les arbres de régression multivariée ou Multivariate Regression Trees (MRT) (De'ath, 2002). Cette technique, une extension des arbres de régression univariée, construit un arbre hiérarchique grâce à des dichotomies successives de groupes d'observations. Chaque groupe construit et chaque coupure sont caractérisés par des valeurs et des conditions sur les variables explicatives. Ces conditions sont qualitatives ou quantitatives selon la nature des variables ou des facteurs discriminants. Chaque séparation maximise la Somme des Carrés des Écarts (SCE) intergroupe tout en minimisant la SCE intragroupe. Cette technique ne nécessite aucune hypothèse sur la distribution des observations ou la relation entre ces observations et les variables explicatives. La

taille de l'arbre de régression multivariée est sélectionnée par validation croisée en utilisant la règle du minimum (Breiman *et al.*, 1984). Dans la présente analyse, les abondances de poissons ont été log-transformées afin de réduire les écarts d'échelles qu'il pouvait y avoir entre les abondances de certaines espèces. Deux espèces grégaires de classe 1 (Harmelin, 1987) ont été éliminées de l'analyse, les Sparidae *Boops boops* et *Oblada melanura*. Ces espèces sont généralement en pleine eau, en banc très mobiles et erratiques. Un total de 43 espèces sont analysées de manière conjointe.

Dans une dernière étape, les noeuds (*i.e.* les coupures) et les feuilles (*i.e.* les parties terminales) de l'arbre sont caractérisées par leurs espèces indicatrices en utilisant la méthode IndVal (Indicator Value) (Dufrêne & Legendre, 1997). Avec cette approche, une espèce est indicatrice d'un groupe de transects si elle est simultanément abondante et fréquente dans ce groupe comparée aux autres, dans un même niveau hiérarchique. L'indice utilisé pour identifier les espèces indicatrices est le produit de l'abondance relative et de la fréquence d'occurrence relative. Il est maximum pour un groupe donné d'observations quand une espèce est rencontrée sur l'ensemble des transects de ce groupe et qu'elle est absente de toutes les observations du ou des autres groupes. La significativité statistique au seuil de 0,05 est évaluée par une procédure de randomisation (Dufrêne & Legendre, 1997).

3 RÉSULTATS

3.1 Méta-analyse : analyse des variations spatio-temporelles et effet de la protection

Le test du modèle complet sur *Diplodus vulgaris* présente un R^2 de 0,79 ($F = 27.89$; $P = 2,20 \times 10^{-16}$). Nous pouvons remarquer sur la Figure V-4-A que la courbe quantile-quantile normal montre que les résidus s'écartent de la normalité. La variance des résidus n'est pas homogène ; elle présente de l'hétéroscédasticité et tend à augmenter avec les valeurs ajustées jusqu'à la valeur -5 (Figure V-4-B). Ce modèle n'est donc pas bien ajusté.

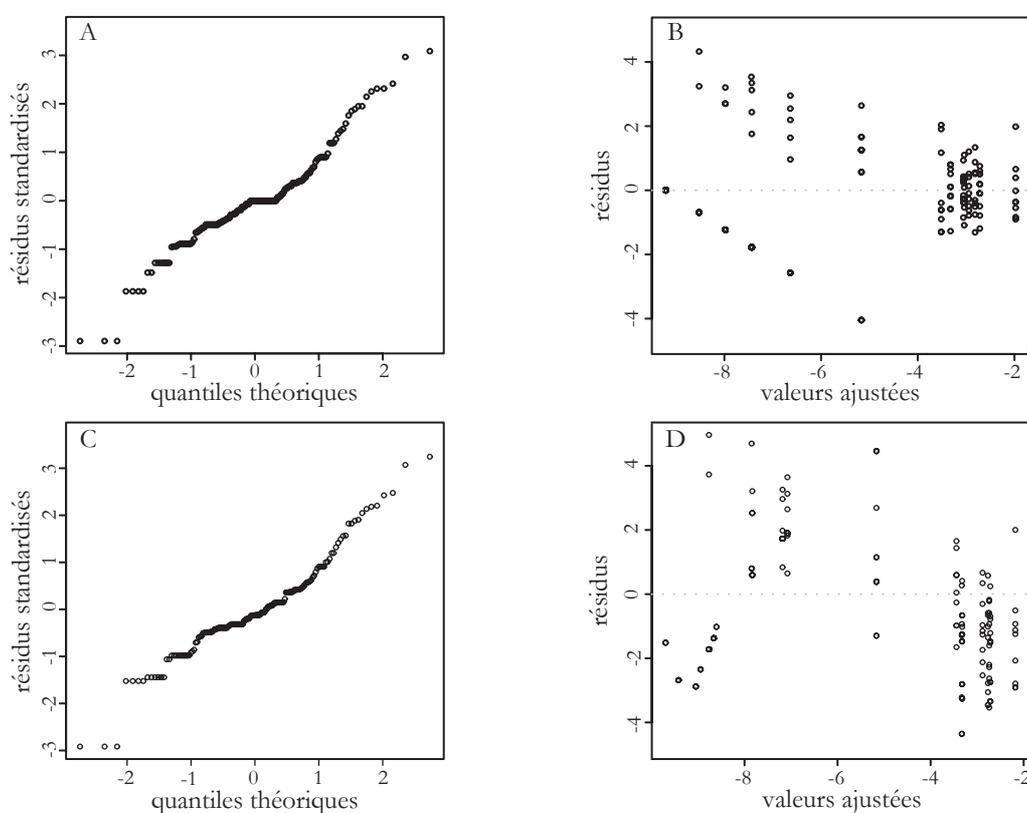


Figure V-4 : A, courbe quantile-quantile normal du modèle complet sur les densités de *Diplodus vulgaris* et B, figure des résidus et des valeurs ajustées pour le modèle complet. C, courbe quantile-quantile normal du modèle sélectionné sur les densités de *Diplodus vulgaris* et D, figure des résidus et des valeurs ajustées pour le modèle sélectionné.

Or, en observant les coefficients du modèle au seuil 0,05, nous pouvons remarquer qu'un grand nombre d'entre eux ne sont pas significatifs. Pour déterminer s'il est possible d'éliminer un terme du modèle et si le regroupement qui s'ensuit permet de palier au problème d'ajustement, nous réalisons alors un second modèle avec une sélection descendante des termes. Les modèles linéaires successifs sont comparés entre eux par l'AIC (Akaike Information Criterion), critère basé sur la fonction de vraisemblance et qui tient compte du nombre de paramètres. Le modèle

de départ présentait un AIC de 140,31 et le modèle retenu dans le processus de sélection présente un AIC de 131,82. Il peut s'écrire comme suit :

$$X_{ijkz} = \mu + Te_i + Zo_k + Te \times Zo_{ik} + Sa(Te) \times Zo_{jk} + e_{z(ijk)}$$

Les notations sont les mêmes que précédemment. Le terme représentant l'effet du facteur Saison a été éliminé. Lors de l'analyse de l'effet du terme Temps, les observations faites aux différentes saisons peuvent donc être regroupée. Mais l'effet des saisons ne peut pas pour autant être éliminées du modèle car le facteur Saison entre toujours dans un terme d'interaction, avec le facteur Zone. La valeur du R^2 est très proche de celle précédemment observée ($R^2 = 0,78$; $F = 44,38$; $P = 2,20e-16$). La variance des résidus est plus homogène que dans le modèle complet (Figure V-4-D) et ils sont très proches de la normalité (Figure V-4-C). L'analyse de variance est alors réalisée sur ce modèle simplifié (Tableau V-3).

Tableau V-3 : Table d'analyse de variance sur les densités de *Diplodus vulgaris*.

Source	dl	SCE	CM	F	P
Temps (Te)	2	1019,94	509,97	242,9573	2,2e-16 ***
Saison (Sa)	-	-	-	-	-
Zone (Zo)	2	5,10	2,55	1,2141	0,2999260 n.s.
Te \times Zo	3	42,22	14,07	6,7040	0,0002839 ***
Sa \times Zo	5	50,51	10,10	4,8130	0,0004169 ***
Résidus	148	310,65	2,10		

Les effets manquants ont été éliminés du modèle avant les tests. Valeurs de P : ***<0,001 ; **<0,01 ; *<0,05 ; n.s. : non significatif.

L'interaction Temps \times Zone est significative au seuil 0,05, nous réalisons donc des tests non-paramétriques de Wilcoxon de comparaison par paires entre les zones pour chaque modalité de Temps, *i.e.* pour chaque étude (Tableau V-4).

Tableau V-4 : Valeurs de P pour les tests non-paramétriques de Wilcoxon de comparaison par paires entre les zones sur les densités de *Diplodus vulgaris*. Les densités moyennes en ind.m⁻² de *Diplodus vulgaris* et leurs écarts-type sont représentées entre parenthèses pour chaque observateur et pour chaque zone.

Licari (1993)			Jouvenel (1997)			García-Charton (2002)		
HR vs. RP	HR vs. RI	RP vs. RI	HR vs. RP	HR vs. RI	RP vs. RI	HR vs. RP	HR vs. RI	RP vs. RI
0,0016	0,0336	0,0255	0,8900	0,8900	0,8100	0,6900	0,2200	0,1300
HR	RP	RI	HR	RP	RI	HR	RP	RI
0,0758 (0,0378)	0,0200 (0,0010)	0,0425 (0,0242)	0,0022 (0,0049)	0,0036 (0,0073)	0,0010 (0,0023)	0,0747 (0,0724)	0,0553 (0,0334)	0,1433 (0,2255)

Ce n'est qu'avec les données de Licari (1993) qu'il est possible de mettre en évidence des différences de densités de *Diplodus vulgaris* entre toutes les zones. Elles sont en moyenne plus importantes à l'extérieur de la réserve (0,08 ind.m⁻²) que dans la réserve partielle (0,02 ind.m⁻²) ou intégrale (0,04 ind.m⁻²) ; ces densités sont donc en moyenne respectivement quatre et deux fois plus importantes à l'extérieur que dans la réserve partielle et dans la réserve intégrale. Avec les neuf sites conservés de García-Charton (2002) dans cette méta-analyse, les densités de cette espèce ne diffèrent qu'entre la réserve intégrale et la réserve partielle.

Les densités de *Diplodus vulgaris* transformées en présences/absences sont modélisées par des GLM. Dans le cas de données binaires, la déviance résiduelle ne suit pas une loi du χ^2 ; elle ne peut donc servir à tester l'adéquation du modèle. De plus, les graphiques des valeurs ajustées des valeurs observées ne sont pas aisés à interpréter en raison de la binarité des données. Des lissages superposés sont donc réalisés sans itérations et avec une largeur de fenêtre telle qu'elle contient la moitié des observations. Considérons le facteur Zone. Le graphique des résidus partiels des présences/absences de *Diplodus vulgaris* pour les niveaux du facteur Zone (Figure V-5-A) n'a pas une tendance linéaire ; le modèle peut être amélioré.

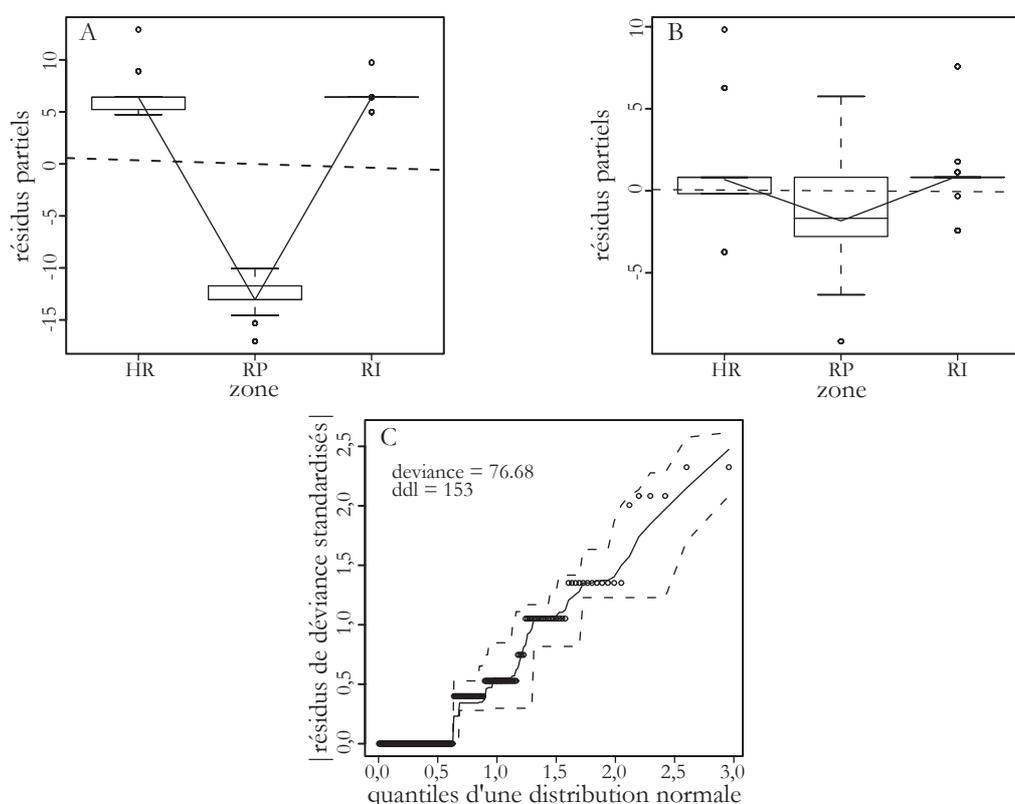


Figure V-5 : A, résidus partiels du modèle complet sur les présences/absences de *Diplodus vulgaris* pour le facteur Zone. B, résidus partiels du modèle sélectionné sur les présences/absences de *Diplodus vulgaris* pour le facteur Zone. Sur les deux précédentes figures le trait plein rejoint les moyennes des résidus partiels des présences/absences de *Diplodus vulgaris* pour chaque modalité du facteur Zone et le trait en pointillé représente l'ajustement d'un lissage. C, courbe semi-normale et enveloppes simulées pour le modèle sélectionné.

Réalisons comme précédemment une sélection descendante des facteurs explicatifs pour déterminer un nouveau modèle. Le modèle complet de départ a un AIC de 106,52 et le modèle sélectionné présente un AIC de 96,11. L'interaction Sa \times Zo a été éliminée. Une bien meilleure linéarité des résidus est maintenant visible sur la Figure V-1-B. Le modèle semble donc mieux ajusté. Son adéquation est évaluée par une figure semi-normale (Figure V-1-C). La très grande majorité des points sont dans l'enveloppe : le modèle est adéquat. Aucun point ne s'éloigne franchement de l'enveloppe supérieure, il n'y a donc pas ou peu de points extérieurs. Par contre les points sont le plus souvent au-dessus de la ligne moyenne, ce qui pourrait signifier une sous-paramétrisation du modèle, *i.e.* d'autres facteurs que ceux considérés dans cette analyse ont une influence sur les présences/absences de *Diplodus vulgaris*. L'analyse de déviance est tout de même réalisée sur ce modèle Tableau V-5. Contrairement à l'analyse réalisée sur les densités de cette espèce, l'interaction Temps \times Zone n'est ici plus significative au seuil 0,05. Il n'est donc pas possible de mettre en évidence un effet réserve sur *Diplodus vulgaris* à travers l'étude de ses présences/absences.

Tableau V-5 : Table d'analyse de déviance sur les présences/absences de *Diplodus vulgaris*.

Source	dl	Déviance	dl résiduels	Déviance résiduelle	P
Nulle			160	211,568	
Temps (Te)	2	117,696	158	93,872	2,8e-26 ***
Saison (Sa)	3	7,855	155	86,017	0,049 *
Zone (Zo)	2	0,928	153	85,090	0,629 n.s.
Te \times Zo	3	3,684	148	70,114	0,298 n.s.
Sa \times Zo	-	-	-	-	-

Les effets manquants ont été éliminés du modèle avant les tests. Valeurs de P : ***<0,001 ; **<0,01 ; *<0,05 ; n.s., : non significatif.

La démarche entreprise pour modéliser et valider ces modèles sur les densités et les présences/absences des cinq autres espèces considérées, respectivement par modèle linéaire et modèle linéaire généralisé, ainsi que sur les densité, richesse et diversité totales et relatives aux espèces prélevées est la même que précédemment. Pour des raisons de clarté et de concision nous ne détaillerons pas ici cette démarche pour chacun des cas mais présentons le bilan des analyses de variance et des analyses de déviance pour chacune des variables considérées (Tableau V-6). Les densités de *Symphodus tinca* et de *Diplodus vulgaris* et les présences/absences de *Serranus cabrilla* traduisent un effet de la réserve (*i.e.* une interaction Temps \times Zone significative) sur ces espèces et poissons. Les différences de densité de *Symphodus tinca* observées par Licari (1993) ($P = 0,0360$) entre la réserve partielle et l'extérieur de la réserve ne le sont plus lors des études suivantes ($P > 0,05$). Comme pour *Diplodus vulgaris*, ces densités sont plus importantes en moyenne à l'extérieur de la réserve (0,018 vs. 0,005). Les différences dans les présences/absences de *Serranus cabrilla* ne

sont observables que dans l'étude de Jouvenel (1997). Il y a significativement moins de *Serranus cabrilla* à l'intérieur de la réserve intégrale que dans la réserve partielle ou à l'extérieur de la réserve (respectivement $P = 0,0033$ et $P = 0,0115$).

Tableau V-6 : Table d'analyse de variance sur les log-densités, et d'analyse de déviance sur les présences/absences.

Espèce	Variable	Temps	Saison	Zone	Temps × Zone	Saison × Zone
<i>Symphodus tinca</i>	Log-densités	***	n.s.	*	**	-
	présences/absences	***	-	**	-	-
<i>Coris julis</i>	log-densités	<i>ajustement non satisfaisant</i>				
	présences/absences	***	-	*	-	-
<i>Mullus surmuletus</i>	Log-densités	***	*	n.s.	n.s.	n.s.
	présences/absences	***	**	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Serranus cabrilla</i>	log-densités	<i>ajustement non satisfaisant</i>				
	présences/absences	***	n.s.	**	**	**
<i>Diplodus sargus</i>	log-densités	<i>ajustement non satisfaisant</i>				
	présences/absences	***	n.s.	*	-	*
<i>Diplodus vulgaris</i>	Log-densités	***	-	n.s.	***	***
	présences/absences	***	*	n.s.	n.s.	-

Pour les analyses de variance les valeurs de P sont issues de tests F . Pour les analyses de déviance les valeurs de P sont issues de tests du χ^2 . Les effets manquants ont été éliminés du modèle avant les tests. Valeurs de P : ***<0,001 ; **<0,01 ; *<0,05 ; n.s. : non significatif.

Aucun effet réserve n'a pu être observé en ce qui concerne les densité, richesse et diversité totales, ni en ce qui concerne les densité, richesse et diversité relatives des espèces prélevées. Les résultats ne sont donc pas présentés ici. Bien que les modèles soient bien ajustés, l'interaction Temps × Zone ne fut pas significatives pour les richesses et diversité. Pour les densités log-transformées, cette interaction fut éliminée du modèle après une sélection descendante des termes du modèle.

Nous avons également tenté d'autres analyses à partir des mêmes modèles. Afin de s'affranchir de la variabilité saisonnière, des analyses ont été conduites sur chaque espèce pour chaque saison (excepté l'été qui ne comporte que 5 transects). D'autres analyses ont consisté à regrouper des zones entre elles pour n'avoir plus que deux zones différentes et éventuellement augmenter la puissance des tests : d'une part RI versus RP et HR regroupées ensemble et d'autre part RI et RP versus HR. Aucun des résultats issus de ces analyses n'ont permis, à partir des méthodes décrites précédemment, de mettre en évidence un effet de la réserve sur les densités de poissons, leur présences/absences, sur la densité totale, ou sur la richesse et la diversité des assemblages, que l'on considère l'ensemble du peuplement ou uniquement les espèces pêchées ; ces résultats ne sont pas présentés ici non plus.

Aussi, nous avons testé différentes méthodes d'analyses multivariées afin d'évaluer l'impact de la RNMCB, mais peu d'entre elles se sont réellement révélées adaptées. Les données provenant des différentes études n'ont pas été ici regroupées et nous avons travaillé sur chaque jeu de données. Nous avons au préalable cherché à déterminer les transformations de données les plus appropriées pour de telles analyses. Lorsqu'elles s'y prêtaient, plusieurs de ces transformations ont été testées sur les différentes analyses entreprises.

Les espèces rares ont été éliminées par la procédure RACOM (Manté *et al.*, 2003). Cette méthode présente plusieurs avantages : (i) la rareté est analysée par unité d'observation (*i.e.* par transect) et, pour chaque observation, si l'espèce est déclarée comme rare en fonction de sa probabilité de non prélèvement, l'abondance de cette espèce est alors considérée comme nulle ; (ii) il n'y a qu'une faible perte d'information car les abondances éliminées sont sommées pour constituer les différentes valeurs d'une variable agrégative appelée BDF pour Bruit De Fond ; (iii) une espèce est déclarée comme rare si, à l'issue de la procédure, toutes ses abondances sur l'ensemble des observations sont nulles et la colonne vide est alors éliminée du tableau ; et (iv) cette procédure permet également de transformer l'ensemble des données en présences/absences lissées (*i.e.* un codage continu sur]0,1[où la rareté est prise en compte, les espèces les plus rares ayant des abondances proches de 0 et les espèces les plus communes ayant des abondances proches de 1. Les données ont également été transformées en coordonnées d'Hellinger (Manté *et al.*, 1995) ou log-transformées. A partir de ces transformations nous avons aussi tenté de travailler sur une partie des assemblages définis en fonction de critères taxinomiques (*i.e.* familles), trophiques (*i.e.* régime trophique), comportementaux (*i.e.* espèces grégaires vs. solitaire ou espèces mobiles vs. sédentaires), écologiques (*i.e.* type d'association avec le fond et la colonne d'eau), de catégories spatiales (Harmelin, 1987), ou halieutiques (*i.e.* espèces pêchées ou non et si oui, pêche commerciale ou de plaisance).

Des Analyses en Composantes Principales (ACP) n'ont pas permis de distinguer les effets dus à la protection de ceux dus à d'autres facteurs naturels. L'axe possédant le plus d'inertie étant un axe de "taille", *i.e.* discriminant les transects selon leur abondance globale, sans que pour autant nous puissions y faire correspondre le statut de protection de leur zone de provenance. Sur les autres axes, les observations ne se regroupèrent qu'en fonction de caractéristiques saisonnières ou liées à l'habitat, les fonds rocheux s'opposant aux fonds relativement plus meubles ou recouverts d'herbiers de Posidonies. Lorsque la visibilité était disponible, la prise en compte de cette variable en tant que variable illustrative n'a pu permettre d'améliorer cette évaluation. La réalisation de classifications hiérarchiques a abouti aux mêmes conclusions. Des MDS (Multi Dimensional Scaling) à partir des distances de Bray-Curtis révélèrent les différences saisonnières et bathymétriques. Les Analyses Factorielles Multiples (AFM) nous ont permis de mettre en

évidence l'effet structurant de l'hétérogénéité de l'habitat ou de sa complexité, mais non celui de la protection. Afin de mettre en évidence des effets non linéaires, des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) ont été entreprises mais, à nouveau, elles ne nous ont permis d'identifier aucune structuration particulière quant à l'influence des mesures de gestion étudiées. Les méthodes multi-tableaux comme la Structuration des Tableaux A Trois Indices de la Statistique (STATIS) ont révélé les différences intersaisonnières au sein des assemblages. Les techniques d'analyses discriminantes comme les Analyses Canoniques des Correspondances n'ont pu ségréger les observations en fonctions du statut de la protection.

3.2 Habitat et protection : une hiérarchisation

La taille adéquate de l'arbre de régression multivariée est sélectionnée par validation croisée. L'arbre à 11 feuilles est identifié comme celui ayant la plus petite erreur estimée pronostiquée (Figure V-6).

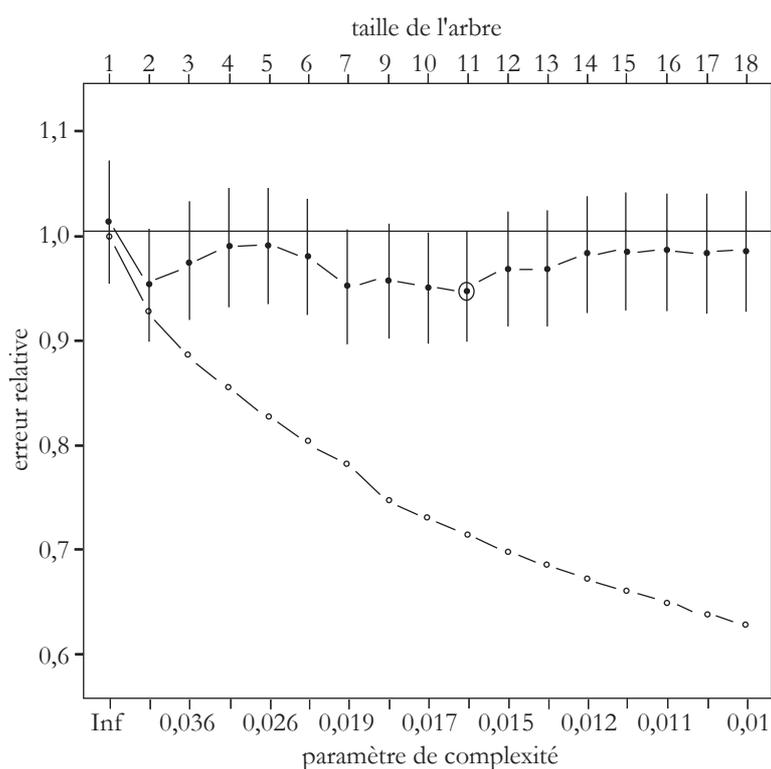
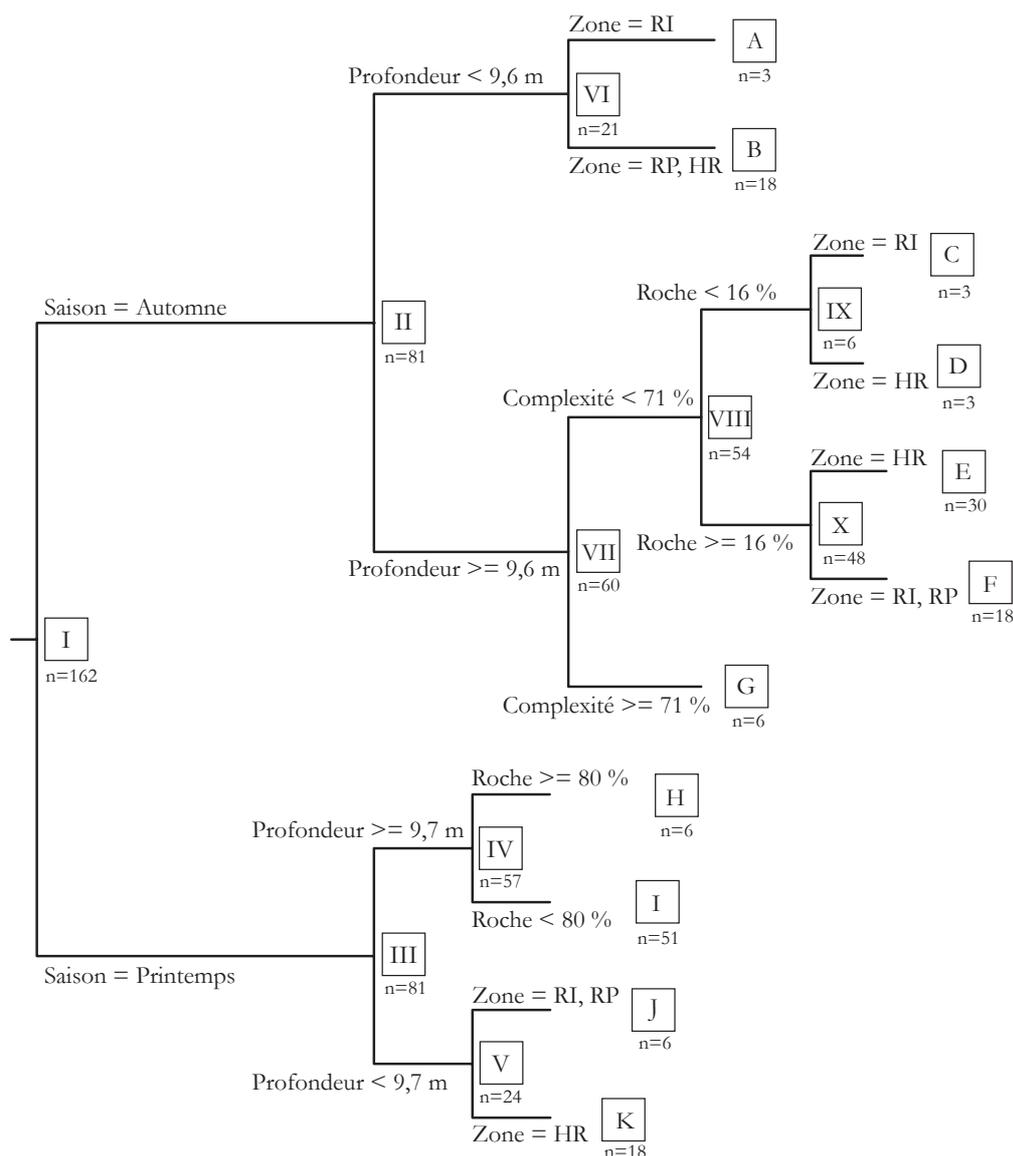


Figure V-6 : Courbe de validation croisée pour sélectionner la taille de l'arbre de régression multivariée construit sur les abondances par espèces de poissons. L'erreur relative (cercles vides) décroît avec la taille de l'arbre, tandis que l'erreur relative validée de manière croisée (cercles pleins) décroît jusqu'à un minimum pour une taille d'arbre à onze feuilles (cercle entouré) avant de remonter jusqu'à un plateau. Les barres verticales représentent l'erreur standard. Le trait en pointillé indique l'erreur standard supérieur au-dessus de l'erreur relative minimum validée de manière croisée.



Espèces indicatrices :

II *Diplodus sargus*
Diplodus vulgaris
Symphodus tinca

III *Ctenolabrus rupestris*
Symphodus melanocercus
Symphodus rostratus

VIII *Chromis chromis*

Diplodus annularis
Diplodus cervinus
Diplodus puntazzo
 A *Dentex dentex*
Sarpa salpa
Labrus merula
Symphodus ocellatus
Serranus scriba

C *Serranus cabrilla*
Symphodus roissali
Muraena helena

D *Scorpaena porcus*

H *Spondyliosoma cantharus*
Symphodus mediterraneus

J *Mullus surmuletus*

Figure V-7 : Arbre de régression multivariée construit sur les abondances par espèces de poissons. Le nombre de transects est indiqué pour chaque nœud et pour chaque feuille. Pour une meilleure compréhension, la complexité topographique est exprimée en pourcentage de la complexité maximale totale et le recouvrement en roche en pourcentage de recouvrement de l'aire maximale. Les espèces indicatrices significatives sont figurées face aux nœuds ou aux feuilles pour lesquels l'indice IndVal est maximum.

Le premier nœud de l'arbre sépare les observations collectées au printemps de celles collectées en automne (Figure V-7). C'est entre ces deux groupes qu'est présente la plus grande part de variation. Il est intéressant de constater que, quelle que soit la saison, la seconde séparation se fait en fonction de la profondeur et que celle-ci est quasiment identique dans les deux cas (seuil de 10 m environ). Cependant, c'est en automne que les assemblages diffèrent le plus entre ces deux gammes de profondeurs. D'ailleurs, nous pouvons remarquer dès maintenant que les peuplements sont plus structurés en automne qu'au printemps, *i.e.* que la variabilité des assemblages est plus importante en automne. Il est aussi remarquable de constater que, quelle que soit la saison, la protection par la réserve a rapidement un rôle structurant sur les assemblages de poissons des profondeurs inférieures à 10 m. Ainsi, pour l'instant, le schéma est identique, bien que ne représentant pas la même part de variation. Au printemps, ce sont les assemblages des deux zones de la réserve (partielle et intégrale) qui diffèrent de ceux de l'extérieur de la réserve. En automne, les différences sont visibles entre la réserve intégrale et les deux autres zones, et cette séparation explique une plus grande part de variance que la précédente. Dans les couches de profondeurs supérieures à la dizaine de mètres, ce sont des variables d'habitat qui influencent la structure des assemblages de poissons. Au printemps, c'est directement la quantité de surface recouverte de roche qui a un effet ; le seuil étant situé à une surface correspondant à 80 % de recouvrement. En automne, et toujours pour les profondeurs supérieures à 10 m, le recouvrement en roche a toujours un effet sur les assemblages de poissons mais la complexité a un rôle avant l'effet structurant des fonds rocheux. Ce n'est que pour les fonds présentant une plus faible complexité relative que le recouvrement en roche a une influence. Il faut noter ici que les fonds rocheux ont également une complexité plus importante que les autres types de substrat de part leur nature même. Ensuite, nous retrouvons à nouveau l'effet de la réserve. C'est entre l'extérieur de cette dernière et les autres zones que la variabilité de la structure des assemblages est la plus grande. D'une manière générale, les abondances sont en moyennes supérieures dans les zones protégées.

Le calcul de l'index IndVal pour déterminer les espèces indicatrices (Figure V-7) nous montre que trois Labridae sont indicateurs des assemblages présents au printemps (*Ctenolabrus rupestris*, *Symphodus melanocercus* et *Symphodus rostratus*) tandis que deux Sparidae et un Labridae sont indicateurs des assemblages en automne (respectivement *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* et *Symphodus tinca*). En automne, le Pomacentridae *Chromis chromis* est surtout trouvé dans les zones comprenant des fonds supérieurs à 10 m et présentant une structuration relativement peu complexe. Dans cette même gamme de profondeur, trois espèces, appartenant à trois familles différentes, sont indicatrices des observations réalisées dans la réserve intégrale par rapport aux autres observations de même niveau hiérarchique. Elles se trouvent préférentiellement sur des

fonds à proximité de zones relativement peu complexes. Ce sont le Serranidae *Serranus cabrilla*, le Labridae *Symphodus roissali* et le Muraenidae *Muraena helena*. A proximité de ce même type de fond, le Scorpaenidae *Scorpaena porcus* est indicateur des sites hors de la réserve. A l'inverse, sur des fonds de profondeur inférieure à la dizaine de mètres, mais toujours en automne, un grand nombre d'espèces sont indicatrices des observations effectuées à l'intérieur de la réserve intégrale. Au sein de ces observations les espèces indicatrices sont représentées par de nombreux Sparidae (*Diplodus annularis*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus puntazzo*, *Dentex dentex* et *Sarpa salpa*), deux Labridae (*Labrus merula* et *Symphodus ocellatus*) et un Serranidae (*Serranus scriba*). Toujours dans cette faible gamme de profondeur, mais cette fois-ci au printemps, le Mullidae *Mullus surmuletus* est une espèce indicatrice des transects réalisés dans la réserve intégrale et la réserve partielle. Enfin, à cette même saison, deux espèces sont indicatrices des fonds plus profonds, proches de fonds majoritairement rocheux ; le Sparidae *Spondylisoma cantharus* et le Labridae *Symphodus mediterraneus*.

4 DISCUSSION

4.1 De l'évaluation de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls

L'étude en détail des résultats issus de la méta-analyse nous montre à quel point il est difficile de mettre en évidence clairement un effet de la RNMCB sur les peuplements de poissons. A partir de cette analyse, les seules espèces pour lesquelles nous avons pu clairement établir des différences significatives de densités en fonction du niveau de protection présentent des densités plus élevées à l'extérieur de la réserve. Ces résultats étaient attendus pour des espèces comme *Symphodus tinca* et *Serranus cabrilla*, qui ne sont pas particulièrement prisées par la pêche et sur lesquelles la pression de prédation peut être forte. Cependant ils sont plus surprenants pour le Sparidae qu'est *Diplodus vulgaris*, pour lequel la pression de pêche est relativement importante. Les données analysées proviennent certes d'observateurs différents, mais nous avons ajusté au mieux les modèles aux données. Cela ne semble toutefois pas assez satisfaisant. De plus, il peut y avoir confusion entre le facteur Saison et l'effet des différents observateurs. Une autre raison majeure à la difficulté de mettre en évidence de telles différences, outre le fort déséquilibre au sein du facteur Saison, est le faible nombre de sites dont nous disposons. En effet, plus le nombre de sites est élevé plus il est facile d'observer des différences d'abondances ou de densités sur les espèces identifiées. C'est une des raisons majeures pour laquelle nous avons ensuite travaillé sur les données issues des travaux de García-Charton (2002).

Les sites échantillonnés par García-Charton (2002) couvrant une large zone géographique le long de la côte rocheuse, à l'intérieur et de part et d'autre de la réserve, il a été possible de les mettre en relation avec des données d'habitat, de bathymétrie et de complexité extraite du SIG. La réalisation d'un arbre de régression multivariée sur les données de García-Charton (2002) nous a montré à quel point il pouvait être intéressant de disposer d'un SIG des fonds marins et de la bathymétrie englobant la zone de la RNMCB. En effet, la technique de régression multivariée, couplée aux variables du SIG, directement extraites ou résultant d'une construction, nous a permis de mettre en évidence un effet de la réserve sur les assemblages de poissons dans leur ensemble, présentant en moyenne des abondances plus élevées dans les zones protégées. Cependant, nous avons pu observer que ce n'est pas la protection qui jouait le rôle principal sur la structuration des assemblages, mais en premier lieu un phénomène saisonnier. La différence des assemblages de poissons de roche entre les saisons échantillonnées (*i.e.* le printemps et l'automne) est, d'une part, le facteur conditionnel de premier niveau hiérarchique sur les assemblages et, d'autre part, celui qui explique la plus grande part de variation parmi toutes les ségrégations. Dans cette région, c'est lors de la période automnale que les assemblages de

poissons sont le plus structurés. Comme nous l'avons vu précédemment, c'est ensuite la profondeur qui explique le mieux la variabilité au sein des assemblages, quelle que soit la saison considérée. Il est remarquable que la valeur conditionnelle de la profondeur soit quasiment la même lors des deux saisons car la gamme totale des profondeurs disponibles pour l'analyse à partir des données extraites du SIG allait de -6 m à -22 m. Il est important de noter ici que la protection apportée par la réserve présente un effet immédiat dans les faibles gammes de profondeur (inférieures à la dizaine de mètres), là où la pression de pêche est la plus forte car les poissons sont plus accessibles et donc plus capturables. Cet effet plus significatif de la protection dans les faibles profondeurs (Claudet *et al.*, 2004a) vient également d'être démontré dans une étude toute récente sur des poissons de récifs coralliens (Ashworth & Ormond, 2005). Dans les couches plus profondes, la protection peut toujours se faire ressentir sur les assemblages de poissons, mais ceux-ci se structurent d'abord en fonction des habitats disponibles et de leur complexité. S'il y a proximité de zones profondes, la complexité peut jouer un rôle de protection, au même titre que la réserve dans les plus faibles profondeurs, où la pression de pêche est plus forte. Au printemps, se sont les assemblages à l'extérieur de la réserve qui diffèrent principalement de ceux à l'intérieur des deux zones protégées, de manière intégrale ou non. En automne ce sont surtout les observations réalisées sur les transects dans la réserve intégrale qui diffèrent de celles faites à l'extérieur de la réserve ou dans la réserve partielle ; cela pourrait être dû à la pression anthropique estivale sur la zone de la réserve partielle, que ce soit par le mouillage, la pêche ou la plongée sous-marine. Pour compléter cette étude effectuée à partir d'un SIG, il serait intéressant de pouvoir tester la sensibilité des arbres de régression multivariée par l'extraction des données du SIG à partir d' "unités d'extraction" au diamètre modifié. Ce travail est en cours de réalisation.

C'est en automne qu'il a été possible d'identifier le plus grand nombre d'espèces indicatrices. Cela est en partie dû à la plus forte structuration que présentent les assemblages lors de cette saison. Et c'est aussi pour cette saison qu'un plus grand nombre d'espèces sont des espèces significativement indicatrices des observations faites dans la réserve intégrale. Cela pourrait être une mise en évidence de la forte pression anthropique exercée sur ces espèces, essentiellement par la pêche, durant la saison estivale. En tous cas, cela révèle la protection effective exercée par la réserve intégrale sur ces espèces exploitées. Contrairement à García-Charton (2002) et à la méta-analyse précédente, *Serranus cabrilla* est une espèce indicatrice d'un groupe de transects provenant de la réserve intégrale alors qu'elle est en moyenne plus abondante à l'extérieur de la réserve. Ce résultat peut s'expliquer par le faible nombre de transects à partir desquels l'indice IndVal a été calculé dans cette feuille, car effectivement sur ces deux groupes de

trois transects, cette espèce est plus fréquente et plus abondante à l'intérieur de la réserve. Par contre, l'ensemble des *Diplodus* spp. observées lors des comptages sont des espèces indicatrices de cette saison, certaines étant indicatrices des observations faites dans la réserve intégrale (les *Diplodus annularis*, *cervinus* et *puntazzo*). Ces résultats sont particulièrement intéressants pour connaître quelles espèces, au sein de l'assemblage, subissent un effet positif de la réserve en termes d'augmentation d'abondance. Il peut être alors judicieux de choisir ces espèces pour des comptages ciblés visant à évaluer l'effet de la RNMCB.

4.2 De la nécessité de protocoles de suivis appropriés

Pour évaluer l'impact écologique que peut avoir une AMP sur des assemblages de poissons, il est nécessaire de disposer de suivis à long terme. Les espèces ne réagissent pas toutes aux mêmes échelles de temps à la mise en protection et au sein d'une même espèce, une gradation temporelle de la réponse à la protection peut se faire selon la taille des individus (Claudet *et al.*, soumis). La méta-analyse nous a montré que le regroupement de différentes études réalisées sur une même AMP, même si leur objectif peut être semblable en terme d'évaluation, ne remplace en rien un protocole de suivi à long terme. En effet, si la méthodologie entreprise pour la collecte des données n'est pas rigoureusement la même, il est impossible de considérer ces différentes études comme différentes modalités d'un même facteur temps. L'effet du facteur observateur, déjà important d'une personne à l'autre pour une même étude, est ici exacerbé. Les différents échantillonnages constituant les étapes d'un suivi à long terme doivent avoir un protocole commun et adapté ; ils doivent être identiques à chaque période de collecte. Seuls des suivis sur de telles échelles de temps permettent d'attribuer clairement des effets potentiels en terme d'augmentation d'abondance, de taille, de richesse ou de diversité à la mise en protection. Ils permettent également d'observer d'éventuels effets non prévus.

Comme nous venons de le rappeler, la protection, si son effet se fait ressentir, n'agit pas de la même façon selon la taille des individus d'une même espèce (cf. la seconde partie de ce chapitre). Les gros individus des espèces prisées par la pêche sont les premiers à voir leurs abondances augmenter. Ce sont en effet les classes de taille ciblées par la pêche. L'effet sur les petits individus de ces espèces n'est visible qu'une fois que les gros individus se sont reproduits et que le recrutement a pu se faire, si tant est qu'il ait lieu dans l'AMP. Il est donc judicieux, autant que possible, de mesurer ou d'évaluer la taille des espèces rencontrées lors de comptages visuels en plongée sous-marine.

Les mesures d'habitats sont nécessaires pour modéliser les distributions spatiales des espèces. Disposer d'un SIG couvrant la zone où se situe une AMP à évaluer est très utile à cet

égard. Le nombre d'AMP dont les fonds ont été cartographiés par l'utilisation de sonars multifaisceaux est pourtant très faible. Pour beaucoup, cette technologie reste peu familière et le coût élevé de sa mise en place est un facteur limitant. De telles cartographies sont quelques fois incorporées dans les nouveaux programmes de mise en place d'AMP, la gestion de ces zones ne pouvant qu'en bénéficier. Si ce ne peut être le cas, le suivi de l'habitat devrait faire partie intégrante de l'évaluation (Ward *et al.*, 1999). Mais les techniques et les variables mesurées sont diverses selon les observateurs, leur mesure demande une expérience avérée et double généralement le temps des comptages immergés. Une fois un SIG réalisé, disposer de telles données serait un gain de temps, réclamerait une expérience moindre aux observateurs en plongée sous-marine et permettrait de disposer de données standardisées. D'un point de vue méthodologique, un autre atout majeur est la possibilité de choisir l'échelle spatiale d'étude en relation avec les hypothèses à tester et la temporalité des données.

L'identification d'espèces indicatrices est également un atout dans une perspective de suivis orientés pour la gestion. Disposer d'espèces indicatrices d'une combinaison de facteurs et de variables environnementales est un outil puissant pour les gestionnaires, car la sensibilité à la protection et les spécificités écologiques des espèces sont simultanément prises en compte. Plus les données d'habitat sont précises, plus pertinentes seront les conclusions issues du calcul de l'indice IndVal. Disposer de telles espèces indicatrices permet de suivre en particulier et de manière ciblée un petit nombre d'espèces, ce qui nécessite une expérience moins importante que d'identifier toutes les espèces rencontrées, de passer éventuellement moins de temps immergé et d'être moins coûteux. Cependant, de tels comptages ne peuvent ni ne doivent se substituer à des suivis exhaustifs et répétés sur du long terme ; ils peuvent en revanche servir à espacer dans le temps ces comptages plus lourds à mettre en œuvre, tout en disposant de données de suivi à une résolution temporelle plus fine.

4.3 De la nécessité d'adapter les méthodes d'évaluation

Les données de comptages d'abondance d'espèces de poissons en plongée sous-marine ont des distributions très biaisées et contiennent de nombreux zéros, ce qui rend difficile les approches classiques d'évaluation d'impact basées sur des tests paramétriques. Deux aspects découlent de cette considération. D'une part, il est nécessaire de disposer de techniques non paramétriques permettant les évaluations afin de pouvoir évaluer correctement l'effet des AMP sur les abondances de poissons. D'autre part, il est important que les méthodes d'évaluation puissent s'adapter à des données plus simples à collecter de type présence/absence. L'utilisation de GLM est utile à cet égard (Claudet *et al.*, 2004c) et les récents développements de GAM

(General Additive Model) peuvent également présenter certains avantages pour travailler sur les présences/absences, mais les résultats restent toujours quelque peu mitigés (Francis *et al.*, 2005).

L'impact des AMP est en général estimé en comparant des densités ou des biomasses moyennes entre la réserve et la zone exploitée. Les tests statistiques correspondants sont réalisés par espèce ou par groupe d'espèces, la plupart du temps grâce à des tests univariés. Cependant, dans une perspective de gestion des ressources et des écosystèmes, et pour mieux comprendre l'évolution des peuplements en réponse à une AMP, un diagnostic par espèce n'est pas nécessairement approprié. Un diagnostic global de l'efficacité de la réserve vis-à-vis des objectifs de gestion est certainement plus utile. Afin de procéder aux évaluations, et comme pour toute mesure de gestion ou tout aménagement affectant l'environnement, la nécessité d'une approche globale prenant en compte l'ensemble du peuplement, voire de l'écosystème, ainsi que les forçages environnementaux est soulignée par plusieurs auteurs (Botsford *et al.*, 1997 ; Pitcher *et al.*, 1998). Il est en effet important de pouvoir disposer, en parallèle aux évaluations monospécifiques usuelles, d'évaluations à l'échelle de l'assemblage de poissons. Certes, ceci est en partie fait à travers l'étude de descripteurs synthétiques du peuplement tel que les abondance ou densité totales, la richesse spécifique ou les indices de diversité. Cependant une perte d'information considérable est réalisée lors du passage d'un tableau de données multivarié représenté par une matrice observations/espèces à un vecteur observations/variable. Il est donc judicieux dans les processus d'évaluation de développer des méthodes d'étude multivariées permettant d'évaluer les effets de la protection.

L'utilisation d'une technique multivariée non paramétrique telle que les arbres de régression multivariée (MRT), qui permet de hiérarchiser différents facteurs ou variables explicatifs à l'échelle des assemblages, a en revanche montré son efficacité dans le processus d'évaluation. Elle nous a permis de mettre en évidence les effets de la protection. Les résultats issus de cette analyse ne sont pas en contradiction avec ceux des précédentes analyses car ils ont révélé qu'une plus grande part de la variabilité des données était due aux différences entre les saisons, aux différences bathymétriques et à l'habitat. Cependant, cette technique d'analyse reste descriptive et ne présente pas la possibilité de tester des hypothèses expérimentales. C'est pourquoi nous avons développé une autre approche afin de tester statistiquement l'hypothèse que la protection affecte les assemblages de poissons dans leur globalité. Elle est présentée dans la seconde partie de ce chapitre.

**V. B. ÉVALUATION DE LA
RÉSERVE DU CAP COURONNE
DU PARC MARIN DE LA CÔTE
BLEUE : EFFET SUR LES
ASSEMBLAGES ET
IDENTIFICATION
D'INDICATEURS**

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX–XXX

available at www.sciencedirect.comjournal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators

J. Claudet^{a,b,*}, D. Pelletier^b, J.-Y. Jouvenel^c, F. Bachet^d, R. Galzin^a

^aCNRS-EPHE/IFREMER, UMR 8046 CNRS, 52 Avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan Cedex, France

^bDépartement EMH, IFREMER, BP 21105, 44311 Nantes Cedex 03, France

^cP2A Development, 17, rue Pierre et Marie Curie, 34110 Mireval, France

^dParc Marin de la Côte Bleue, Maison de la Mer, BP 37, 13960 Sausset-les-Pins, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 9 July 2005

Received in revised form

8 December 2005

Accepted 20 December 2005

Available online xx xxx xxx

Keywords:

Impact assessment

Marine protected area

Ecological indicator

Permutational multivariate analysis of variance

Multivariate regression trees

Reef fish assemblage

Northwestern Mediterranean

ABSTRACT

Marine protected areas (MPAs) are increasingly envisaged as a tool to manage coastal ecosystems and fisheries. Assessment of their performance with respect to management objectives is therefore important. A number of MPAs provided conservation benefits for fished species. Observed benefits do not apply to all species at all times, and responses to protection are also highly variable among fish taxa. Among the many empirical studies on marine reserves, only a few designs considered 'before and after data' and spatial variation. In this paper, we are interested in assessing the effect of a no-take reserve on the reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean example. Data were obtained from a three-year survey using underwater visual censuses (UVC), before and after MPA establishment. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) and multivariate regression trees (MRT) were used to evaluate the effects of reserve protection on the reef fish assemblage, while accounting for habitat. Modelled biological responses were abundances and diversity indices calculated at different levels of the assemblage. Significant effects were found for many of these metrics. In addition to PERMANOVA, univariate models provided more insight into the magnitude and direction of effects. The most sensitive metrics were related to large species and species targeted by fishing. These results may be used to choose the metrics that are more suitable as community-based indicators of MPA impact in the perspective of monitoring programs.

© 2005 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Over the last 15 years, most coastal fish resources have been overexploited (Lauck et al., 1998; Castilla, 2000), raising doubts about the long-term sustainability of certain fisheries (Murray et al., 1999; Pauly et al., 2002). In addition, fish habitat has also been strongly altered by widely used fishing

gears such as trawls and dredges, resulting in reduced seabed complexity and removal of macrobenthic organisms that provide shelter for others (Sumaila et al., 2000). Marine protected areas (MPAs) are increasingly considered in coastal areas as an instrument to preserve vagile fauna and habitat from detrimental effects of fishing (Francour et al., 2001; Halpern, 2003; Sainsbury and Sumaila, 2003). The use of

* Corresponding author. Tel.: +33 4 68 66 21 90/20 55; fax: +33 4 68 50 36 86.

E-mail address: joachim.claudet@gmail.com (J. Claudet).

0006-3207/\$ - see front matter © 2005 Elsevier Ltd. All rights reserved.

doi:10.1016/j.biocon.2005.12.030

ARTICLE IN PRESS

2

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

anti-trawling artificial reefs along the boundaries of several French, Italian and Spanish MPAs has proved to be an effective way of excluding non-selective towed fishing gears which bear detrimental effects on habitats (Harmelin, 2000). It is anticipated that MPAs and, in particular, no-take reserves would be more effective as a fishery and conservation tool for organisms that have relatively sedentary adult life stages and exhibit larval dispersion, enabling biomass exportation to the surrounding areas (Nowlis and Roberts, 1999; Chiappone and Sealey, 2000). There are many documented examples where fished species have benefited from reserve establishment, in particular through increases in mean size and abundance (for reviews, see Roberts and Polunin, 1991; Dugan and Davis, 1993; Rowley, 1994; Bohnsack, 1998; Halpern, 2003). But MPA effects may be diverse in direction and magnitude (Halpern and Warner, 2002). Hence, effects depend on species and timing with respect to reserve establishment (Mosqueira et al., 2000). Sometimes, biological responses (abundance, density, biomass, average size, and diversity of organisms) either consistently increased within the reserve over time (Russ and Alcalá, 1996) showed little change over time (Denny and Babcock, 2004), or initially rose but then fell back to original levels (Dufour et al., 1995). Biological responses to protection are also highly variable among fish taxa, but in general species targeted by exploitation are affected in a more positive way than non-target species (Côté et al., 2001), even in the case of recreational fishing (Westera et al., 2003). Large-bodied species also respond more to protection, irrespective of their fishery status (Mosqueira et al., 2000). Most non-target species appear either not to respond to protection (Rakitin and Kramer, 1996) or to respond negatively by showing reduced abundances, perhaps in response to greater predator pressure within reserves (McClanahan et al., 1999).

In spite of these indications, it would be premature to conclude that no-take reserves are always effective for fisheries management, because there are relatively few empirical studies, many of which are poorly designed (Russ, 2002), and even the reported increases in density within reserve borders can be slight (Sale et al., 2005). Attempts to detect explained and predicted effects of MPAs should be based on statistical tests that distinguish between natural variability and the influence of management (Allison et al., 1998; Fraschetti et al., 2002; Benedetti-Cecchi et al., 2003). Despite many empirical studies on reserves, only a few included data collected before and after reserve establishment (Willis et al., 2003), which are the most appropriate for investigating the impact of reserve establishment. Note, however, that if controls are numerous enough to allow an asymmetric comparison with the protected site, this impact can also be detected through "after data" (ACI, After Control Impact) (Glasby, 1997). In addition, few studies account for spatial and temporal variabilities of species, linked to environmental and biological factors other than MPA status (García-Charton and Pérez-Ruzafa, 1999). Fish populations usually exhibit variable degrees of spatial and temporal fluctuation in different parts of the habitat in which they occur. Hence, habitat structure often explains a substantial proportion of the observed variation in fish abundance (García-Charton and Pérez-Ruzafa, 1999; García-Charton et al., 2000; Ferraris

et al., 2005) and if the experimental design fails to capture this variability, any observed differences in fish assemblages may be confounded by differences in habitat (Westera et al., 2003).

An additional problem for studying MPA effects at the fish assemblage level is that most multivariate methods do not test for the presence of interactions and do not measure the magnitude of temporal changes in spatial differences (Clarke, 1993; Underwood and Chapman, 1998). Besides, multivariate analysis of variance requires assumptions about correlations between pairs of variables, assumptions that are rarely met in ecological data sets (Johnson and Field, 1993). Recent developments of permutational multivariate analyses of variance (Anderson, 2001a,b; Anderson and ter Braak, 2003) could help to overcome these problems.

Explicit objectives and monitoring aimed at determining if objectives are met are essential to MPA success (Allison et al., 1998; Claudet and Pelletier, 2004). Monitoring programs provide data for management decisions through the computations of indicators to evaluate progress in conservation programs (Olsen, 2003). Provision of indicators addressing the range of management objectives is needed for integrated coastal management (Belfiore, 2003). These indicators are used for evaluating the effects of interest with respect to management, and for communicating these results to the managers (Linton and Warner, 2003). They must be tailored to particular uses and contexts in both scale and content (Dahl, 2000). Potential ecological indicators can be assessed through their relevance (i.e., the link with the question used) and their effectiveness (which encompasses the issues of precision, accuracy and statistical power) (Nicholson and Fryer, 2002). Many metrics have been used for assessing MPA effects on fish assemblages (for review, see Pelletier et al., 2005), the most frequently used being abundance, biomass, diversity indices and mean size. Pelletier et al. (2005) estimated the relevance and effectiveness of these metrics based on published studies. They showed that in many instances, the use of these metrics led to statistical results that were not significant. For example, the overall species richness of the fish assemblage did not appear to be sensitive to MPA status in the reviewed studies (as also indicated by Russ, 1985; Harmelin et al., 1995). Aside from metrics computed from biological responses encompassing several species or the whole fish assemblage, indicators may be constructed with respect to individual species. The concept of indicator species has been widely used in water management (Bain et al., 2000), but more rarely in marine ecology (Mouillot et al., 2002; Sosa-López et al., 2005). An indicator species is expected to be abundant throughout the studied area and should be easy to sample (Linton and Warner, 2003). Using a large variety of indicator species could provide fine-grained information (Kremen, 1992). To avoid selecting indicator species on expert opinions, intuition and anecdotal information (Saetersdal et al., 2005), Dufrêne and Legendre (1997) developed a flexible and asymmetrical approach based on empirical data to identify indicator species. This method is based on species' specificity and fidelity, combining species' relative abundance and its frequency of occurrence in a group of sites or transects.

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

3

In the present study, we are interested in assessing the effects of a no-take marine reserve on the fish assemblage in a Mediterranean ecosystem. Because we were aiming at an evaluation at the assemblage level, while accounting for the assemblage structure, we analysed all data together, and applied multivariate approaches to several metrics pertaining to different groups of fish. To ensure that MPA effects were not confounded with other factors structuring spatial variability of fish, habitat characteristics were considered in the models. Finally, model results were interpreted using a method for identifying indicator species that could be relevant for monitoring and management purposes.

2. Materials and methods

2.1. The studied system

Located in the French northwestern Mediterranean, the Côte Bleue Marine Park (CBMP) was established in 1983. Its primary aim was to protect marine biodiversity, to favour social and economic activities linked to the sea, especially fisheries, and to promote public education and scientific research. The CBMP comprises two effectively enforced no-take reserves: Carry (85 ha), established in 1983, and Couronne (210 ha), established in late 1995 (Fig. 1). In addition to the reserves, two kinds of artificial reefs, for protection against illegal trawling, and for biomass production, were immersed within the park since 1983, several of them being set at the

border of the two reserves to ensure trawl exclusion. In both Carry and Couronne MPAs, fishing, harvesting, scuba diving, anchoring and dredging are forbidden. Compliance is high because the two MPAs were established with the support of users. Commercial and recreational fishing occurs outside the MPAs (Francour et al., 2001). The commercial fishery uses gill nets set on the bottom. They are on average 1.5 m high, and 2500–3500 m long. Gill net is well suited for small in-shore bottoms with chequered patterns of *Posidonia oceanica* meadows, rocks and sand. There are 40 fishing boats and the number of fishers has remained stable over the last 20 years. The recreational fishery comprises 60 sailors on average, mainly uses handline, and targets Labridae and Sparidae. Aside from these fisheries, there is some trawling activity in the vicinity of the CBMP, and occasionally some illegal trawling occurs in the inshore area, explaining immersions of anti-trawling artificial reefs. The aim of this study was to test whether or not the Couronne MPA together with bordering artificial reefs is effective in restoring local fish assemblages.

Fish assemblages of rocky coasts and artificial reefs in the northwestern Mediterranean have been the focus of several studies (Bell and Harmelin-Vivien, 1982; Bell, 1983; Dufour et al., 1995; Harmelin et al., 1995; Harmelin, 1999; Charbonnel et al., 2000, 2002; Jouvenel and Pollard, 2001). Rocky reef fish assemblages are found to be characterised by the dominance of three families, namely the Labridae (*Labrus* and *Ctenolabrus*), the Sparidae (*Diplodus*) and the Serranidae (*Serranus*).

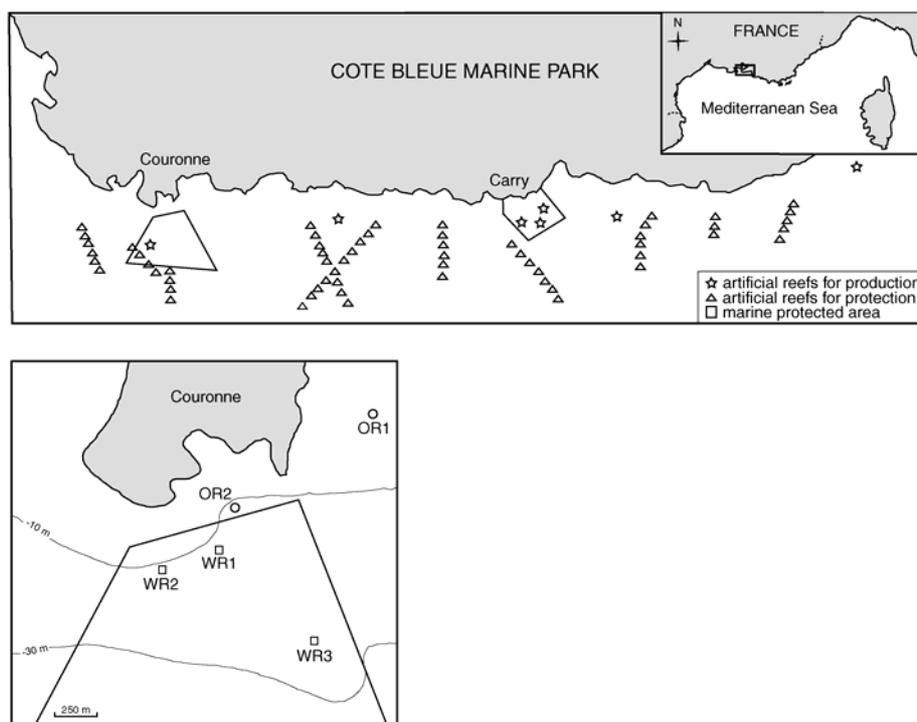


Fig. 1 – The Côte Bleue Marine Park (northwestern Mediterranean) and the Couronne MPA considered in the study. The five surveyed sites were WR1, WR2 and WR3 (within the reserve boundaries) and OR1 and OR2 (outside the reserve).

ARTICLE IN PRESS

4

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX–XXX

Many of these species are territorial, with limited home ranges and low inter-annual variations. Sedentary planktivorous fish are also found in the assemblages with Pomacentridae in the shallower areas and Serranidae (*Anthias anthias*) in the deepest ones. Species movements may be in groups but are always restricted in space. They are mainly dictated by seasonal patterns and water temperature. A few pelagic species are also observed in these assemblages during summer, e.g. Carangidae, Clupeidae and some Sparidae species (*Sparus aurata* and *Dentex dentex*).

2.2. Sampling design and data collection

Surveys were conducted at the end of summer during three years: before MPA establishment, in 1995, and after, in 1998 and 2001. Two locations were considered in this study: one within the reserve (WR) boundaries and one outside the reserve (OR). Two sites per location were chosen in the same range of depth (between 14 and 18 m) (Fig. 1). Within the reserve, an additional site was sampled at larger depths (between 24 and 26 m) to study the spatial variation and the effect of depth upon fish abundance.

Underwater visual census (UVC) monitoring techniques provide qualitative and quantitative surveys with a limited impact on the ecosystem, and are therefore particularly suited for marine reserves (Harmelin et al., 1995; Ciriaco et al., 1998). Twelve 20-m-long transects were sampled by scuba divers in each site. Divers swam one way for 8–10 min along each transect, identifying and recording the number and size of each fish species observed within a distance of 2.5 m on each side of the transect. Fish sizes were estimated according to three size groups (small, medium, and large); the total fish abundance of a species being the sum of the abundances per size group. For each species, size groups were defined using 33% and 66% percentiles of the maximum size generally observed in the region. All fish seen were recorded but pelagic species (*Sardina pilchardus*) and notoriously cryptic species (e.g. Gobiidae, Blenniidae, Tripterygiidae) were excluded from the analyses. Sampling methodology and divers remained the same each year to minimise biases inherent in UVC (Kulbicki, 1998; Edgar et al., 2004a). The position of the transects was the same for each year. Under the hypothesis that habitat did not change in the surveyed years, we thus assumed that inter-annual variations in fish assemblage were not caused by habitat changes.

Although the surveyed sites were very similar, environmental data were collected to assess small-scale spatial variability. For each transect, the complexity of the substratum was coded into three classes: 1 for smooth bottoms, 2 for smooth bottoms with a few blocks lower than 50 cm and not suitable for shelter, 3 for bottoms with more blocks, some higher than 1 m, and a lot of refuges. The percent linear cover of *P. oceanica* was estimated along each transect after fish counts. Divers also recorded the depth at the beginning and at the end of each transect.

2.3. Analysis of data

We were interested in assessing whether the Couronne MPA together with bordering artificial reefs is effective at restoring

local fish assemblages. This evaluation was carried out at the fish assemblage level and should thus account for assemblage structure. In order to do so, we used multivariate techniques that are suited for ecological data. In a second step, we ensured that the observed spatial variation was due to MPA effects and not due to other factors structuring spatial variability of fish, by considering habitat characteristics together with MPA design in a single model. Model results were interpreted using a method for identifying indicator species that could be relevant for monitoring and management purposes.

2.3.1. Modelling spatial and temporal variations between within and outside the MPA

Fish abundance was modelled as a function of Location, Year, and Site. All three factors were treated as fixed, the Site factor being nested within the Location factor, Year factor being crossed with the two other factors. For each surveyed year, data were collected at two locations, two sites within each location and $n = 12$ transects within each site, leading to a total of 144 observations in the data set. Because depth strongly structures the spatial distribution of fish, data from the deeper site WR3 within the MPA were not considered in the present model (but see Section 2.3.2), in order to maximise the probability of detecting an impact of MPA (Benedetti-Cecchi, 2001). To estimate synergisms and antagonisms among the effects of the different factors investigated (Underwood, 1981), the model included all combinations of the factor levels. Given the design, the linear algebraic model thus wrote:

$$X_{ijkz} = \mu + Y_e + L_{oj} + Y_e \times L_{oj} + S_i(L_{ok(j)}) + Y_e \times S_i(L_{ik(j)}) + e_{z(ijk)},$$

where X_{ijkz} represents the set of abundances observed at the z th replicate ($z = 1, 2, \dots, 12$) of the k th level of the nested factor Site (S_i) in the j th level of the factor Location (L_o) crossed with the i th level of the factor Year (Y_e). μ represents the overall mean abundance vector. Y_e represents the effect of the i th level of the factor Year ($i = 1, 2, 3$); L_{oj} denotes the effect of the j th level of the factor Location ($j = 1, 2$); $S_i(L_{ok(j)})$ represents the effect of the k th level of the nested factor Site in the j th level of the factor Location ($k = 1, 2$); $Y_e \times L_{oj}$ and $Y_e \times S_i(L_{ik(j)})$ correspond to the interaction effects of the factors Year and Location and of the factors Year and Site. Finally, $e_{z(ijk)}$ represents the error term associated with each observation. All factors being fixed, the term used for denominator mean square in the F-ratio was thus always the residuals for all terms in the model.

With Before–After–Control–Impact data, the consequences of the MPA on the fish assemblage may be studied from differences in the change of fish species biological responses (e.g., abundance, richness, and diversity) inside the MPA location from before to after its establishment compared with such changes from before to after in the control location (sensu Underwood, 1993). Under this model, an effect of the reserve on the fish assemblage is evidenced if the interaction term between Year and Location is statistically significant. Such differences in biological responses across years and between inside and outside the MPA

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION xxx (2006) xxx–xxx

5

(termed inside/outside differences from this point onwards) were interpreted by pair-wise comparisons conducted on these interaction terms. Differences between sites over years in a given location (i.e., a significant Year \times Site(Location) interaction) do not interfere with the MPA effects. These differences could be due to small-scale variability in the assemblages of fish. The presence of significant higher-order interactions warns that the experimental treatments do not operate independently, in any combinations (Underwood, 1981).

The observed fish assemblage comprised 40 species (Appendix 1). In order to analyse how the fish assemblage responds to the MPA-artificial reef system, models were constructed for sets of abundance indices calculated at several levels and for several components of the fish assemblage (see Appendix 1): (i) abundance per species for the whole fish assemblage; (ii) abundance per observed size group (small, medium and large); (iii) abundance per species for species grouped by species size; (iv) abundance per species for species groups based on the species' fishing value; and (v) abundance per species for species groups based on mobility. Species size groups were based on the minimum and maximum lengths generally observed for each species in the northwestern Mediterranean, i.e. 8–20 cm, 20–30 cm and 30–200 cm. For fishing value, three groups of species were considered: unfished species, species with low fishing value, and species with medium to high fishing value. Regarding mobility, we distinguished mobile species and sedentary species; mobile species including demersal species displaying horizontal movements and possibly vertical movements, and sedentary species including benthic species and species that move only marginally, both horizontally and vertically.

Unfortunately, distributions of abundances per fish species are usually highly skewed and contain many zeros. Conventional multivariate inferential methods such as MANOVA are not appropriate for this kind of data. We thus used the permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), initially called NPMANOVA (Anderson, 2001a; McArdle and Anderson, 2001). This method analyses the variance of multivariate data explained by a set of explanatory factors on the basis of any distance or dissimilarity measure of choice, thereby allowing for a wide range of empirical data distributions. The method provides *P*-values by permutations, so that effects linked to each factor or interaction between factors may be tested in a more robust way than with MANOVA. To perform the PERMANOVA, the FORTRAN computer program DISTLM4 was used (Anderson, 2004b). In the models, fish abundance data were log-transformed. We used the binomial deviance dissimilarity that is appropriate for this kind of empirical distributions (Anderson and Millar, 2004). Each term in the model was tested through permutation tests based on 4999 permutations of residuals under a reduced model to obtain *P*-values. This permutation method is generally thought to be best suited because it provides the best statistical power and the most accurate Type I error (Anderson and Legendre, 1999). When significant at the 0.05 level, the $Ye \times Lo_{ij}$ interaction term was investigated through a posteriori pair-wise comparisons using 4999 random permutations to obtain *P*-values. Because multiple multivariate interactions are difficult to visualise, they were

projected in the two-dimensional plane generated by the first two axes obtained from discriminant analyses conducted separately for each year to discriminate fish abundances observed within the reserve from those observed outside the reserve. This way, within-location variabilities can be visually compared and tested. In addition, the correlation between the fish species and the axis indicates which species are determined in explaining the differences between locations, i.e., which species exhibit spatial differences in abundance due to MPA.

In practice, discriminant analyses were achieved using the CAP software (Anderson, 2004a) which calculates a canonical analysis on the principal coordinates based on any symmetric distance matrix, including a permutation test (Anderson, 2004a). We used the same data transformation and dissimilarity measure for CAP and for PERMANOVA, i.e., abundance data were log-transformed, the distance measure used was the binomial deviance dissimilarity and tests relied on 4999 permutations.

Previous multivariate analyses yield a test of the MPA effect and allow to identify species that are closely linked to these effects. Furthermore, we were also interested in analysing the effect of the MPA on diversity metrics. This was addressed through univariate analyses. We first modelled the abundance of two fished species with high fishing value and one species with low fished value. We selected species encountered in more than 50% of the transects across the factors of interests (see Appendix 1), namely *Coris julis*, *Serranus cabrilla*, and *Symphodus doderleini*. We then modelled the overall fish abundance, species richness and the Shannon-Wiener diversity index. For each of these variables, two analyses were carried out: one considering all fish and the other considering only large fish, because large fish usually respond more to protection (Mosqueira et al., 2000). Analyses were conducted using permutation tests realised using the DISTLM4 software (Anderson, 2004b) with 4999 random permutations. In the models, only abundance variables were log-transformed. Unlike multivariate analyses described above, we used a Euclidean distance in the univariate models. We particularly tested the $Ye \times Lo_{ij}$ interaction term from a posteriori pair-wise comparisons, based on 4999 random permutations under a 0.05 significance level. Boxplots were used to illustrate mean abundances per Location and Year for each modelled variable.

2.3.2. Incorporating the influence of depth and habitat in the assessment of MPA effects

The models described in the previous subsection do not account for environmental variables such as habitat and depth, measured as part of the study design. Depth issues were avoided by excluding a site that was deeper than the others.

A first appraisal of the relationships between species abundance and environment is provided by modelling the abundances of all species as a function of three environmental covariables: mean depth, percentage linear cover of *P. oceanica*, and substrate complexity. This was achieved by a multivariate analysis of covariance. This analysis was carried out from the DISTLM4 software. In the model, the distance measure was the binomial deviance dissimilarity and 4999 permutations were done for the tests.

ARTICLE IN PRESS

6

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

In a second step, only significant environmental covariables and factors allowing the evaluation of MPA effects on the set of abundances per species were included as explicative variables of fish abundance data per species and per transect. In this purpose, we used multivariate regression trees (MRT) (De'ath, 2002). This multivariate discrimination technique constructs a hierarchical tree through successive dichotomies of the set of observations. It was used to build hierarchical groups of observations to analyse which of the protection or the environment affected more the fish assemblages. Splits and clusters are characterised by values and conditions on explicative variables. Fish abundance data were log-transformed. The MRT technique does not require any assumptions about the form of the relationships between observations and explicative variables. Trees were pruned by cross-validation using the minimum rule of Breiman et al. (1984). These analyses were done using the mvpart package of the R statistical software (Therneau et al., 2004). Two MRT were calculated from log-transformed abundance data concerning: (i) the four sites previously used in the PERMANOVA (WR1, WR2, OR2 and OR2), and (ii) the four previous sites and in addition the deeper site within the MPA, WR3 (Fig. 1), where the resulting number of sampling units was 180. The site WR3 was included to analyse the respective influence of depth and protection upon fish assemblages. In each case (with and without WR3) two MRT

were calculated, one with the fish abundance data of all sizes and one only with large fish. Explanatory variables were the three factors Year, Location, Site, and the three environmental variables (percentage linear coverage of *P. oceanica*, substrate complexity and average depth). Two fish species that display schooling behaviour were excluded from MRT calculations (*Boops boops* and *Chromis chromis*).

2.3.3. Identifying indicator species

In a last step, the MRT were used to identify indicator species. Tree leaves, i.e., clusters corresponding to a given split, were characterised by species using the indicator value (IndVal) method (Dufrene and Legendre, 1997). With this approach, indicator species characterise a cluster of observations corresponding to a given leaf of the tree if it is simultaneously abundant and frequent in the group compared to the whole set of observations. The index used to identify indicator species is the product of relative abundance and relative frequency of occurrence. It is maximum for a given cluster when the species is found in all observations in this cluster and is not encountered in other clusters. The statistical significance of a species as an indicator at the 0.05 level was evaluated using a randomisation procedure. Calculations were done using the IndVal 2.0 FORTRAN computer program.

Table 1 – PERMANOVA table of abundances per fish species conducted on fish size group

Fish considered	Source of variation	df	SS	F	P
All (40 variables)	Year	2	45.29	5.65	0.0002***
	Location	1	47.37	11.82	0.0002***
	Site(Location)	2	35.68	4.45	0.0002***
	Ye × Lo	2	56.06	6.99	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	33.15	2.07	0.0130*
	Residual	132	528.95		
Large (40 variables)	Ye	2	21.69	6.04	0.0004***
	Lo	1	2.54	17.02	0.0002***
	Si(Lo)	2	7.54	2.10	0.0718, n.s.
	Ye × Lo	2	1.88	5.82	0.0004***
	Ye × Si(Lo)	4	8.34	1.16	0.3272, n.s.
	Residual	132	236.81		
Medium (40 variables)	Ye	2	25.39	4.66	0.0012**
	Lo	1	19.36	7.10	0.0002***
	Si(Lo)	2	21.56	3.96	0.0030**
	Ye × Lo	2	29.39	5.39	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	16.78	1.54	0.1316, n.s.
	Residual	132	359.74		
Small (40 variables)	Ye	2	5.92	3.72	0.0038**
	Lo	1	1.06	1.33	0.2886, n.s.
	Si(Lo)	2	5.61	3.52	0.0052**
	Ye × Lo	2	4.21	2.65	0.0256*
	Ye × Si(Lo)	4	6.21	1.95	0.0438*
	Residual	132	104.99		

n.s., not significant.

PERMANOVAs were based on the binomial deviance dissimilarity measure. P-values were obtained using 4999 permutations of residuals under a reduced model.

* P < 0.05.

** P < 0.01.

*** P < 0.001.

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

7

3. Results

3.1. Modelling spatial and temporal variations within and outside the MPA

PERMANOVA of the fish abundances per species showed a significant multivariate interaction between the factors Year and Location whatever the fish size was (Table 1); thereby indicating an MPA effect. There were no initial differences in abundances between locations (within vs. outside reserve) before MPA establishment, in 1995 (Table 2). Application of the discriminant analysis to abundance of large fish showed that the classification in two groups was not significant in 1995 ($P = 0.5456$; the proportion of classification in the correct cluster was only 58%), confirming the absence of inside/outside differences in the assemblages of large fish before MPA establishment.

To the exception of small fish individuals, inside/outside differences in species abundance became significant after MPA establishment, abundances being on average higher within the reserve (Appendix 2). These differences were more significant for large fish than for medium-sized fish. The results of discriminant analyses of the abundance of large fish illustrated that these differences appeared after 1995 (Fig. 2). A similar, although less marked, trend could be observed for medium-sized fish and for all fish (not reported here). After MPA establishment, i.e., in 1998 and 2001, the classification of fish abundance data into two groups became significant ($P = 0.0002$ in both cases). For both years, 83% of observations of the original 48 were correctly classified. In 1998 (results not reported in Fig. 2), only species positively correlated with the canonical axes showed high correlations (>0.5), namely large fish of the commercial species *S. cabrilla*, *C. julis*, *Ctenolabrus rupestris*, *S. doderleini* and

Table 2 – P-values for pair-wise comparisons conducted after PERMANOVAs of fish species abundance data

Variables	1995: WR vs. OR, P	1998: WR vs. OR, P	2001: WR vs. OR, P
All fish	0.0896, n.s.	0.0002***	0.0002***
Large fish	0.4688, n.s.	0.0002***	0.0002***
Medium fish	0.2010, n.s.	0.0008***	0.0004***
Small fish	0.1176, n.s.	0.1910, n.s.	0.0786, n.s.
Large species (30–200 cm)	0.9998, n.s.	0.1776, n.s.	0.0046**
Medium species (20–30 cm)	0.9164, n.s.	0.0002***	0.0004***
Small species (8–20 cm)	0.0376*	0.0198*	0.0016**
Low value commercial species	0.0182*	0.0002***	0.0004***
Medium to high value commercial species	0.6396, n.s.	0.0032**	0.0002***
Mobile species	0.8100, n.s.	0.0004***	0.0004***
Sedentary species	0.0200*	0.0002***	0.0002***

n.s., not significant.

Comparisons were performed for inside/outside differences for each year.

Only the metrics for which the interaction (Year \times Location) was significant are reported (see Tables 1, 3, 4, and 5). WR: within reserve; OR: outside reserve. P-values were obtained using 4999 permutations. The pair-wise tests have not been corrected for multiple comparisons.

* $P < 0.05$.

** $P < 0.01$.

*** $P < 0.001$.

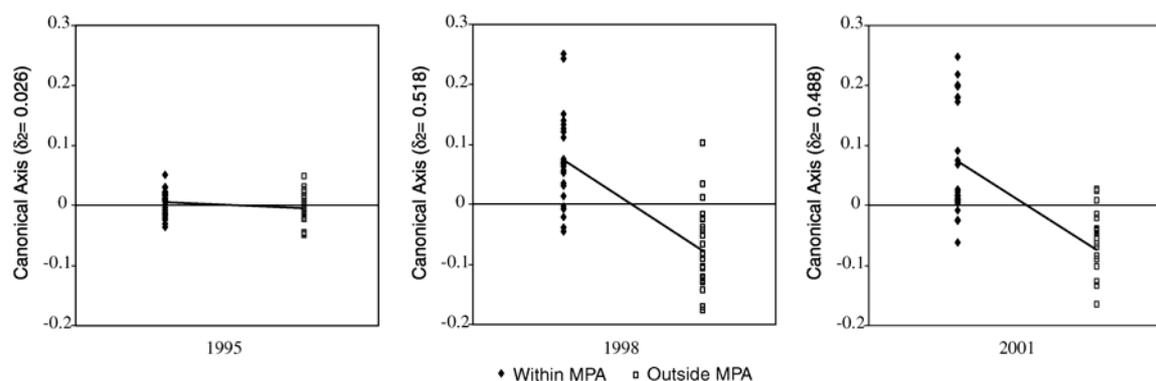


Fig. 2 – Discriminant analyses plots for each year based on the binomial deviance dissimilarity measure. Analyses compared the fish assemblages in the two locations: within the MPA boundaries (black diamonds) and outside the MPA (white rectangles). There are $n = 24$ observations in each location for each year.

ARTICLE IN PRESS

8

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

Symphodus mediterraneus. In 2001, high positive correlations with the canonical axes were observed for large *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Symphodus melanocercus*, *Symphodus tinca*, and again *S. cabrilla*, *C. julis*, *C. rupestris* and *S. doderleini*; all being commercial species. In both cases, large positive correlations indicate significantly larger abundances for these species within the MPA. However, negative correlations indicating higher abundances outside the reserve were observed for *Spicara maena* and *C. chromis*. Between sites variability was only significant for small fish outside the MPA in 2001 (pair-wise comparison, $P = 0.0124$).

In the case of species size groups, PERMANOVAs showed a significant Year \times Location interaction for all groups (Table 3). Inside/outside differences were significant across all years only for small species (Table 2), abundances being on average always higher within the MPA (Appendix 2). For medium-sized species, differences between locations became significant after MPA establishment, and only in 2001 for large species (see Appendix 2 for mean abundances). Between-sites differences could be evidenced for large and medium-sized fish species. These small-scale differences were significant within the reserve in 2001 for large species (pair-wise comparison, $P = 0.0010$) and within the reserve in 1998 and outside the MPA in 2001 for medium-sized species (pair-wise comparison, $P = 0.0320$ and 0.0010 , respectively).

There was no significant Year \times Location interaction for unfished species (Table 4). The abundances of unfished species were different between years (Table 4) and only significantly different between 1998 and 2001 (pair-wise comparison, $P = 0.0196$). For fished species, PERMANOVAs produced a significant Year \times Location interaction. The abundances of species with low fishing value were significantly

different between locations across all years. Significant inside/outside differences occurred only after MPA establishment for species of medium to high fishing value and became more significant over the years (Table 2). Across all years, the sites inside the reserve showed on average lower abundances of species with low fishing value (Appendix 2). On the opposite, species with medium to high fishing value were, on average, more abundant inside the reserve. For these species, there were significant between-sites difference outside the MPA in 2001 (pair-wise comparisons, $P = 0.0018$).

PERMANOVAs conducted on the abundance per species when species were grouped by mobility showed a significant interaction for both mobile and sedentary species (Table 5). Inside/outside differences were significant across all years, for these species, except in 1995 where there were no differences for mobile species (Table 2). For both groups of species, when inside/outside differences were significant, abundances were on average higher inside the MPA (Appendix 2). Significant between-sites differences occurred only for sedentary species in 1998 within the MPA (pair-wise comparison, $P = 0.0140$) and in 2001 outside the MPA (pair-wise comparison, $P = 0.0060$).

Permutational univariate ANOVAs on overall abundance, richness and diversity showed a significant Year \times Location interaction for all metrics considered (Table 6). Inside/outside differences were not significant before MPA establishment (Table 7). In 1998, the differences between locations on overall abundance, richness and diversity became significant only for large fish. In 2001, inside/outside differences in overall abundance, species richness and diversity were all significant whether considering all or large fish. When the differences were significant, the value of the metric was always larger within the MPA (Fig. 3), except for the diversity

Table 3 – PERMANOVA table of abundance per species when analyses were conducted per species size group

Species sizes	Source of variation	df	SS	F	P
Large 30–200 cm (15 species)	Year	2	0.10	0.55	0.6894, n.s.
	Location	1	0.06	0.62	0.5640, n.s.
	Site(Location)	2	0.94	5.00	0.0024**
	Ye \times Lo	2	1.04	5.52	0.0002***
	Ye \times Si(Lo)	4	1.42	3.79	0.0008***
	Residual	132	12.38		
Medium 20–30 cm (10 species)	Ye	2	1.13	0.71	0.5920, n.s.
	Lo	1	14.23	17.88	0.0002***
	Si(Lo)	2	16.10	10.11	0.0002***
	Ye \times Lo	2	13.70	8.61	0.0002***
	Ye \times Si(Lo)	4	10.81	3.40	0.0020**
	Residual	132	105.10		
Small 8–20 cm (15 species)	Ye	2	1.19	9.91	0.0002***
	Lo	1	8.18	8.03	0.0008***
	Si(Lo)	2	1.94	0.95	0.4592, n.s.
	Ye \times Lo	2	10.24	5.02	0.0012**
	Ye \times Si(Lo)	4	7.36	1.81	0.0986, n.s.
	Residual	132	134.52		

n.s., not significant.

PERMANOVAs were based on the binomial deviance dissimilarity measure. P-values were obtained using 4999 permutations of residuals under a reduced model. The range of species sizes is reported for each group.

* $P < 0.05$.

** $P < 0.01$.

*** $P < 0.001$.

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

9

Table 4 – PERMANOVA table of abundance per species when analyses were conducted per species group based on fishing value

Fishing value	Source of variation	df	SS	F	P
Unfished (5 species)	Year	2	2.89	3.95	0.0252*
	Location	1	0.75	2.05	0.1824, n.s.
	Site(Location)	2	0.62	0.85	0.4704, n.s.
	Ye × Lo	2	1.50	2.05	0.1496, n.s.
	Ye × Si(Lo)	4	2.89	1.98	0.1174, n.s.
	Residual	132	48.20		
Low (13 species)	Ye	2	13.45	8.55	0.0002***
	Lo	1	8.93	11.36	0.0002***
	Si(Lo)	2	8.79	5.59	0.0002***
	Ye × Lo	2	7.44	4.73	0.0006***
	Ye × Si(Lo)	4	3.64	1.16	0.3462, n.s.
	Residual	132	103.83		
Medium to high (22 species)	Ye	2	1.42	1.30	0.3008, n.s.
	Lo	1	9.95	18.18	0.0002***
	Si(Lo)	2	4.99	4.56	0.0028**
	Ye × Lo	2	11.72	10.71	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	6.22	2.84	0.0086**
	Residual	132	72.26		

n.s., not significant.
 PERMANOVAs were based on the binomial deviance dissimilarity measure. P-values were obtained using 4999 permutations of residuals under a reduced model.
 * P < 0.05.
 ** P < 0.01.
 *** P < 0.001.

Table 5 – PERMANOVA table of abundance per species when analyses were conducted per species group based on mobility

Species mobility	Source of variation	df	SS	F	P
Mobile species (18 species)	Year	2	7.99	3.02	0.0214*
	Location	1	11.23	8.49	0.0002***
	Site(Location)	2	11.69	4.42	0.0018**
	Ye × Lo	2	15.75	5.95	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	7.46	1.41	0.2276, n.s.
	Residual	132	174.55		
Sedentary species (22 species)	Ye	2	16.54	8.68	0.0002***
	Lo	1	15.19	15.93	0.0002***
	Si(Lo)	2	7.34	3.85	0.0014**
	Ye × Lo	2	14.69	7.70	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	8.37	2.19	0.0158*
	Residual	132	125.85		

n.s., not significant.
 PERMANOVAs were based on the binomial deviance dissimilarity measure. P-values were obtained using 4999 permutations of residuals under a reduced model.
 * P < 0.05.
 ** P < 0.01.
 *** P < 0.001.

index which was higher outside the MPA in 1998 (Fig. 3). However, diversity became lower outside the MPA in 2001. It is interesting to note that for large fish, inside/outside differences were significant from 1998 and increased in 2001. In 1995, total abundance and diversity displayed significant between-sites differences, respectively, inside the MPA (pair-wise comparison, $P = 0.0434$) and outside the MPA (pair-wise comparison, $P = 0.0078$). In 2001, between-sites differences were significant outside the MPA for total abundance, spe-

cies richness, overall diversity and diversity of observed large fish (pair-wise comparison, respectively, $P = 0.0158$, 0.0048 , 0.0004 , 0.0012).

The permutational univariate ANOVAs of the abundance of two species of high fishing value, *C. julis* and *S. cabrilla*, and one species with low fishing value, *S. doderleini*, revealed a significant Year × Location interaction for the three species (Table 8). The interaction was significant for total species abundance and for the abundance of large fish. In all cases,

ARTICLE IN PRESS

10

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

Table 6 – ANOVA table for permutational univariate analyses of total abundance, species richness and diversity metrics

Community metrics	Source of variation	df	SS	F	P
<i>Total fish abundance</i>					
All fish	Year	2	6.61	3.08	0.0496*
	Location	1	12.57	11.69	0.0008***
	Site(Location)	2	6.25	2.91	0.0564, n.s.
	Ye × Lo	2	14.15	6.58	0.0024**
	Ye × Si(Lo)	4	27.74	6.45	0.0006***
	Residual	132	141.94		
Large fish	Ye	2	2.36	0.99	0.3838, n.s.
	Lo	1	26.21	21.94	0.0002***
	Si(Lo)	2	7.12	2.99	0.0530, n.s.
	Ye × Lo	2	10.51	4.41	0.0134*
	Ye × Si(Lo)	4	6.41	1.34	0.2602, n.s.
	Residual	132	157.68		
<i>Species richness</i>					
All fish	Ye	2	92.62	6.38	0.0030**
	Lo	1	51.36	7.08	0.0092**
	Si(Lo)	2	27.22	1.88	0.1530, n.s.
	Ye × Lo	2	236.93	16.33	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	106.11	3.66	0.0064**
	Residual	132	957.50		
Large fish	Ye	2	32.76	2.87	0.0624, n.s.
	Lo	1	156.25	27.34	0.0002***
	Si(Lo)	2	10.00	0.88	0.4190, n.s.
	Ye × Lo	2	140.79	12.32	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	34.33	1.50	0.2008, n.s.
	Residual	132	754.50		
<i>Diversity</i>					
All fish	Ye	2	1.83	2.74	0.0674, n.s.
	Lo	1	0.82	2.45	0.1332, n.s.
	Si(Lo)	2	8.97	13.41	0.0002***
	Ye × Lo	2	6.92	10.35	0.0004***
	Ye × Si(Lo)	4	5.36	4.01	0.0052**
	Residual	132	44.13		
Large fish	Ye	2	4.80	4.44	0.0136*
	Lo	1	10.17	18.80	0.0002***
	Si(Lo)	2	1.15	1.07	0.3498, n.s.
	Ye × Lo	2	10.78	9.96	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	5.91	2.73	0.0326*
	Residual	132	71.40		

n.s., not significant.

Permutational univariate ANOVAs were based on Euclidean distances. P-values were obtained using 4999 permutations of residuals under a reduced model.

* P < 0.05.

** P < 0.01.

*** P < 0.001.

inside/outside differences were not significant before MPA establishment (Table 7). In 1998, all inside/outside differences were significant, except for total abundance of *C. julis*. Note that the inside/outside difference was less marked for *S. doderleini*. In 2001, inside/outside differences were still significant for *S. cabrilla* and *C. julis* (and indeed more significant than in 1998 for total abundance of *C. julis*), whereas they were not any longer significant for *S. doderleini*. These differences corresponded to higher abundances inside the MPA compared to outside the MPA (Fig. 4). The results were similar for all the observed *Symphodus* species (eight species), for both total and large fish abundance. Note that between-sites differences

were significant for *C. julis* outside the MPA in 2001 (pair-wise comparison, $P = 0.0026$).

3.2. Joint effects of MPA, depth and habitat on the fish assemblages

A multivariate non-parametric analysis of covariance was performed on the whole fish assemblage to explore the relationship between fish abundance and a set of the three environmental variables, i.e., mean depth, complexity, and linear percentage cover of *P. oceanica*. These covariables were found to have a significant effect on fish abundance ($P = 0.002$). How-

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX–XXX

11

Table 7 – P-values for pair-wise comparisons conducted after permutational univariate ANOVAs of total abundance, species richness and diversity metrics and abundance of two fished species (*Coris julis* and *Serranus cabrilla*) and one species with low fishing value (*Symphodus doderleini*)

Variables	1995: WR vs. OR, P	1998: WR vs. OR, P	2001: WR vs. OR, P
Number of fish	0.7110, n.s.	0.2744, n.s.	0.0038**
Number of fish (large fish individuals)	0.7740, n.s.	0.0004***	0.0002***
Species richness	0.1344, n.s.	1.0000, n.s.	0.0002***
Species richness (large fish individuals)	0.3702, n.s.	0.0006***	0.0002***
Diversity	0.3536, n.s.	0.3790, n.s.	0.0008***
Diversity (large fish individuals)	0.3796, n.s.	0.0012**	0.0002***
<i>Coris julis</i> (all fish)	0.9326, n.s.	0.1256, n.s.	0.0002***
<i>Coris julis</i> (large fish individuals)	0.2550, n.s.	0.0002***	0.0002***
<i>Serranus cabrilla</i> (all fish)	0.9480, n.s.	0.0002***	0.0028**
<i>Serranus cabrilla</i> (large fish individuals)	0.0736, n.s.	0.0002***	0.0002***
<i>Symphodus doderleini</i> (all fish)	0.2160, n.s.	0.0024**	0.1394, n.s.
<i>Symphodus doderleini</i> (large fish individuals)	0.4532, n.s.	0.0022**	0.6334, n.s.

n.s., not significant.
Comparisons were performed for inside/outside differences for each year.
Only the metrics for which the interaction (Year × Location) was significant are reported (see Tables 6 and 8). WR: within reserve; OR: outside reserve. P-values were obtained using 4999 permutations. The pair-wise tests have not been corrected for multiple comparisons.
* P < 0.05.
** P < 0.01.
*** P < 0.001.

ever, accounting for these covariables including Year, Site and Location factors in the model did not change the significance of the interactions Year × Location and Year × Site(Location); respectively, $P = 0.002$ and 0.0118 .

MRT were calculated for abundance per species, in the case of total abundance and abundance of large fish, using previous environmental variables (depth, complexity, and linear percentage cover of *P. oceanica*), and factors Year, Location, and Site, as explanatory variables. In both cases, MRT were calculated considering or not data collected in the deeper site WR3. Although the results were valid in the four cases (total/large fish abundance combined with/without R3), they were only reported for abundance of large fish considering WR3, for the sake of concision (Fig. 5). The first split separated observations within the MPA from observations without the MPA in three cases out of four, the latter corresponding to total abundance with data from site R3. In all three cases, the second split, whether within or outside the MPA, separated 1995 from 1998 and 2001 (i.e., the year before the MPA establishment from the years after). To analyse whether the first split of these trees was indicating a habitat effect or a reserve effect, additional trees were computed using a composite factor for the interaction between factors Year and Location (six levels, e.g. WR.1995). In this case, the first split separated observations within the MPA after its establishment from observations of both locations before MPA establishment and observations from outside the MPA. We thus concluded that the first split indicated a reserve effect. All following splits were similar to the ones obtained in other trees. In the fourth case, i.e., for total abundance with data from site WR3, the first split separated this site from all the others. In the second split, sites were separated depending on whether they were within or outside the MPA. Later splits were similar to the three other cases. Transects within WR3 were distinguished by *P. oceanica* cover (with a percent level of discrimination of 42.5). In the

MRT obtained for the abundance of large fish considering data from site WR3 (Fig. 5), abundances after MPA establishment (1998 and 2001) within MPA were distinguished according to the depth. At shallower depths (<21.5 m), abundances differed between 1998 and 2001. At larger depths (≥ 21.5 m), *P. oceanica* cover explained differences between abundances obtained at distinct transects. Thus, habitat variables were only discriminant after MPA establishment and within the MPA, and differences in abundance over years were more marked in shallower depths than in larger depths.

3.3. Indicator species

Indicator species were searched for the MRT reported in Fig. 5. Two groups of species were indicators of the first split, i.e., separating within from outside the MPA locations, irrespective of other factors: *Apogon imberbis* was specific of observations outside the MPA (i.e., being more abundant and more frequent in these transects, group III in Fig. 5). The Serranidae *S. cabrilla* and the Labridae *C. julis* and *C. rupestris* were specific of observations inside the MPA (group II in Fig. 5). These three species had still significant indicator values after the MPA establishment (i.e., after other splits) but these values were maximum for group II. Outside the MPA, the Labridae *S. doderleini* and *Symphodus roissali* were indicator species of the year before MPA establishment (group F in Fig. 5). Within the MPA, the Sparidae *Sarpa salpa* and the Labridae *S. tinca* were indicator species for years after MPA establishment, whatever the habitat characteristics were (group IV in Fig. 5). No indicator species was found for shallower depths; whereas at larger depths, the Scorpaenidae *Scorpaena porcus* and the Mullidae *Mullus surmuletus* were significant indicator species (group V in Fig. 5). The Serranidae *A. anthias* and the Sparidae *D. vulgaris* and *D. sargus* were specific of MPA, after its establishment, but only at

ARTICLE IN PRESS

12

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

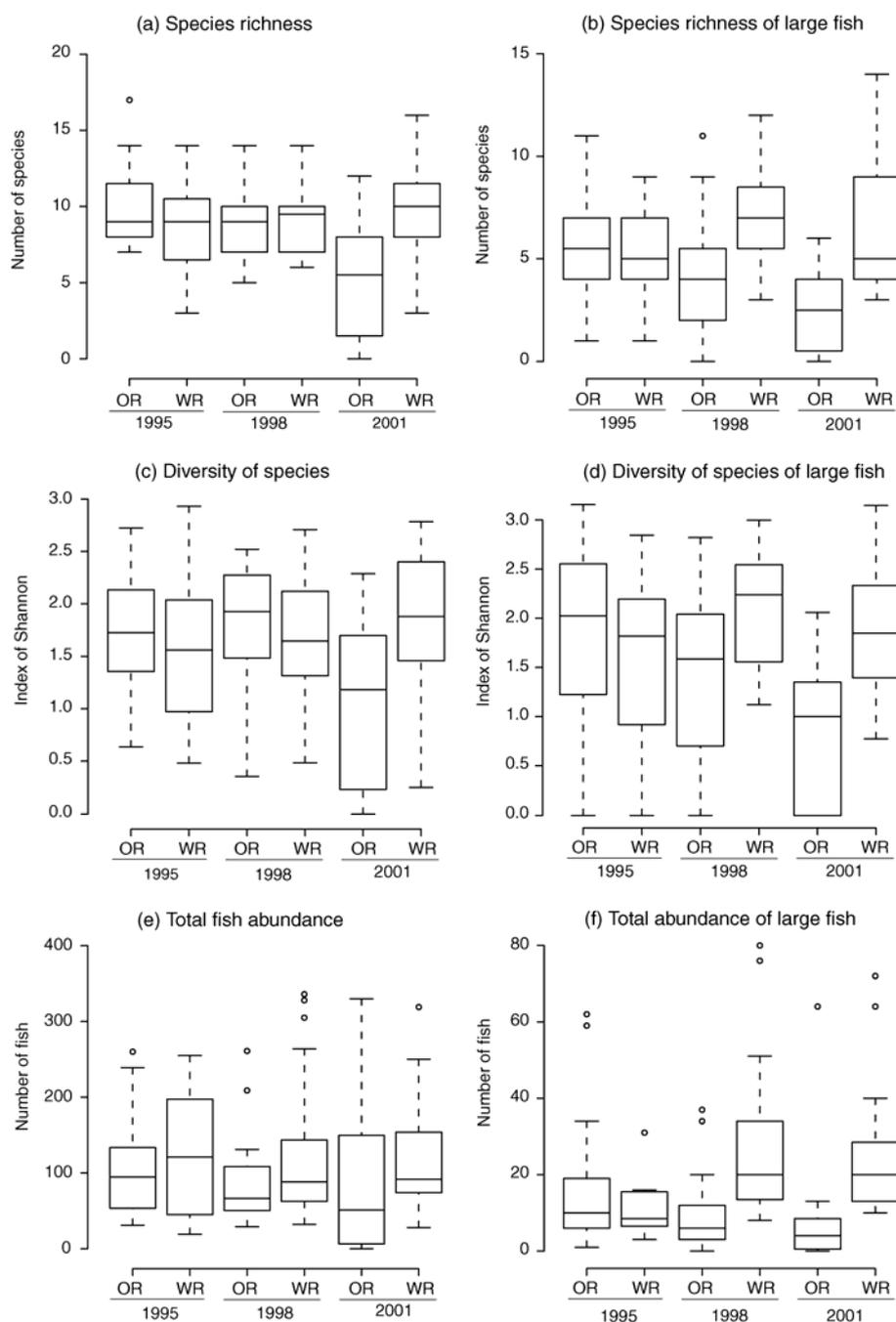


Fig. 3 – Boxplots of (a) species richness, (b) species richness of large fish, (c) diversity index of Shannon, (d) diversity index of Shannon of large fish, (e) overall fish abundance, and (f) overall abundance of large fish for each combination of the levels of factors Year and Location. There were $n = 24$ transects per combination. For better readability, outlying values were not reported on (e) and (f): for total fish abundance, WR.1995: 534, OR.1998: 553; WR.2001: 852 and 3095 fishes; for total abundance of large fish: OR.1995: 105, and 217; WR.1995: 113, 208, 215 and 511 fishes; OR.1998: 243; WR.1998: 158; OR.2001: 106 and 313 fishes.

larger depths and where the percent cover of *P. oceanica* was low (group B in Fig. 5). Species of group A were distinguished from those in group B only by a higher percentage linear

cover of *P. oceanica*; these were namely: the Scorpaenidae *Scorpaena scrofa* and *Scorpaena notata*, the Centracanthidae *S. maena* and the Labridae *Labrus merula* and *Labrus viridis*.

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

13

Table 8 – ANOVA table for permutational univariate analyses of the abundance of two fished species (*Coris julis* and *Serranus cabrilla*) and one species with low fishing value (*Symphodus doderleini*)

Fish species	Source of variation	df	SS	F	P
<i>Coris julis</i>					
All fish	Year	2	0.22	0.40	0.6730, n.s.
	Location	1	8.37	29.86	0.0002***
	Site(Location)	2	5.95	10.62	0.0002***
	Ye × Lo	2	12.02	21.46	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	11.62	10.37	0.0002***
	Residual	132	36.99		
Large fish	Ye	2	4.56	10.47	0.0004***
	Lo	1	24.14	110.77	0.0002***
	Si(Lo)	2	4.96	11.39	0.0002***
	Ye × Lo	2	8.60	19.74	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	1.78	2.04	0.0880, n.s.
	Residual	132	28.76		
<i>Serranus cabrilla</i>					
All fish	Ye	2	1.09	2.73	0.0710, n.s.
	Lo	1	6.02	2.06	0.0002***
	Si(Lo)	2	4.74	11.85	0.0004***
	Ye × Lo	2	3.33	8.32	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	1.15	1.44	0.2364, n.s.
	Residual	132	26.43		
Large fish	Ye	2	3.13	10.29	0.0004***
	Lo	1	9.00	59.20	0.0002***
	Si(Lo)	2	0.70	2.29	0.1058, n.s.
	Ye × Lo	2	9.40	2.92	0.0002***
	Ye × Si(Lo)	4	0.58	0.95	0.4312, n.s.
	Residual	132	1.06		
<i>Symphodus doderleini</i>					
All fish	Ye	2	2.08	3.74	0.0252*
	Lo	1	1.49	5.38	0.0238*
	Si(Lo)	2	1.09	1.96	0.1536, n.s.
	Ye × Lo	2	2.72	4.90	0.0104*
	Ye × Si(Lo)	4	1.28	1.15	0.3348, n.s.
	Residual	132	36.67		
Large fish	Ye	2	1.91	5.18	0.0068**
	Lo	1	0.74	4.03	0.0478*
	Si(Lo)	2	1.20	3.25	0.0402*
	Ye × Lo	2	1.99	5.40	0.0058**
	Ye × Si(Lo)	4	1.17	1.59	0.1810, n.s.
	Residual	132	24.36		

n.s., not significant.

Permutational univariate ANOVAs were based on Euclidean distances. P-values were obtained using 4999 permutations of residuals under a reduced model.

* P < 0.05.

** P < 0.01.

*** P < 0.001.

4. Discussion

4.1. Assessment of MPA impact

In general, results showed significant inside/outside differences in the multivariate abundance structure of fish assemblages, across years, for all groups of fish or species considered, except for unfished species. Multivariate interactions were also significant when environmental covariables were accounted for in the models. These results were confirmed and exemplified by significant univariate differences

between locations across years for total abundance, species richness and diversity for the abundances of the three species analysed.

Before MPA establishment, only the groups of small species, species of low fishing value and sedentary species already displayed significant inside/outside differences in abundance. Only species with low fishing value had on average higher abundances outside the MPA. The majority of sedentary species were small species (41%), whereas mobile species were mostly large species (39%). Thus, initial inside/outside differences could be explained by small species,

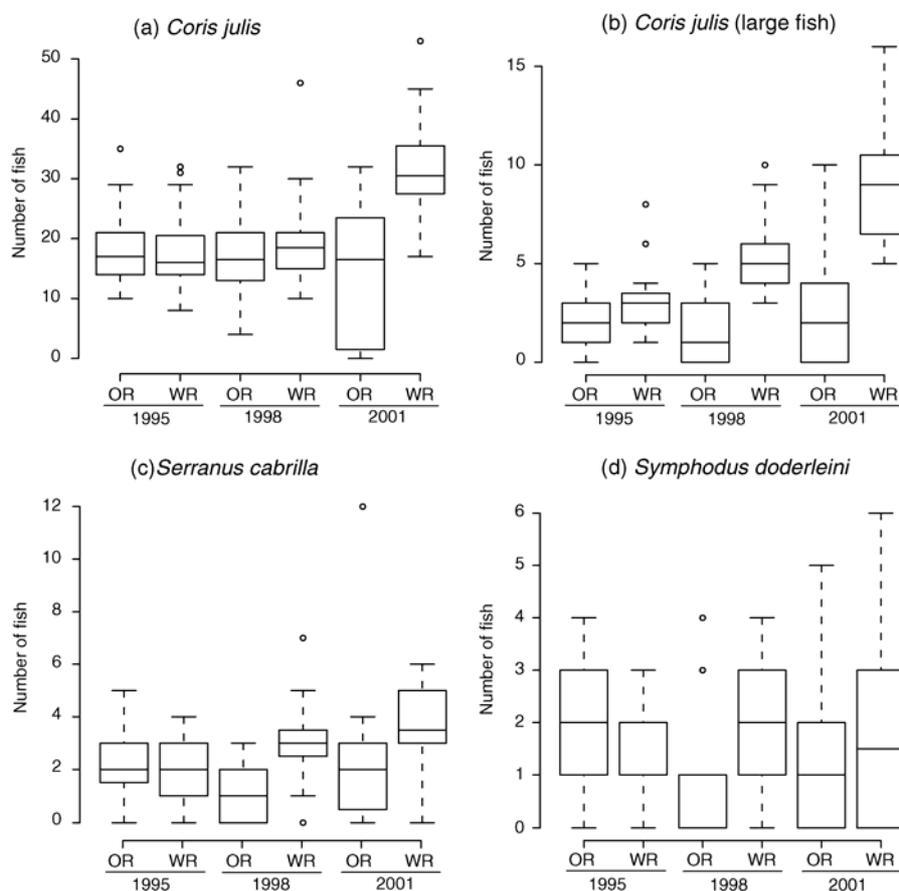


Fig. 4 – Boxplots of the abundances of (a) *Coris julis*, (b) large individuals of *Coris julis*, (c) *Serranus cabrilla*, and (d) *Symphodus doderleini* for each combination of the levels of factors Year and Location. There were $n = 24$ transects per combination.

with higher abundances inside the reserve. These species are usually sedentary with limited movements. Habitat preferences and/or natural variability could explain these spatial differences, even if habitat variables considered in the study did not allow to test this hypothesis. In 1995, indicator species could be identified only outside the MPA. The analysis of the fish assemblage status before MPA establishment is particularly important as it provides the baseline information for future monitoring and assessment (Edgar et al., 2004b).

After MPA establishment, changes in spatial patterns could be clearly evidenced (Fig. 2). In 1998, inside/outside differences in abundance were significant for all groups considered, except for small fish and surprisingly for large species. These corresponded to increased abundances within the MPA. The magnitude of the response to MPA establishment was not clearly related with fishing value at this early stage of restoration (i.e., three years after MPA establishment). At the fish assemblage level, inside/outside differences were more marked for metrics (total abundance, species richness and diversity) calculated from large fish only. At the species level, all metrics responded to MPA establishment, except for total abundance of *C. julis*, through increasing abundances within the MPA. From 1998 onwards, many species belonging to almost all the fami-

lies encountered in the study were significant indicator species within the MPA, but no indicator species could be identified for a particular year (1998 or 2001); which in fact would not be desirable for an indicator of protection.

It is interesting to note that, six years after MPA establishment (in 2001), inside/outside differences were even more significant than in 1998, except for metrics computed from small fish only. The contrast between increased abundances of large and medium fish, and stable abundances of small fish shows that six years after MPA establishment, positive effects mostly pertain to larger sizes and larger abundances within the MPA. Effects linked to reproduction are thus not yet evidenced, at least not from this kind of data. Furthermore, there is still no clear link between fishing value of species and response to MPA establishment. Although the differences in abundance of species with medium to high fishing value were more significant in 2001 than in 1998, this may rather be explained by demographic characteristics of species or changes in fishing patterns outside the MPA. This also explains why inside/outside differences became significant for *C. julis*, an important target species for fisheries. At the fish assemblage level, all metrics (total abundance, species richness and diversity) displayed significant inside/outside differences six years after MPA establishment. At this scale, metrics based on large

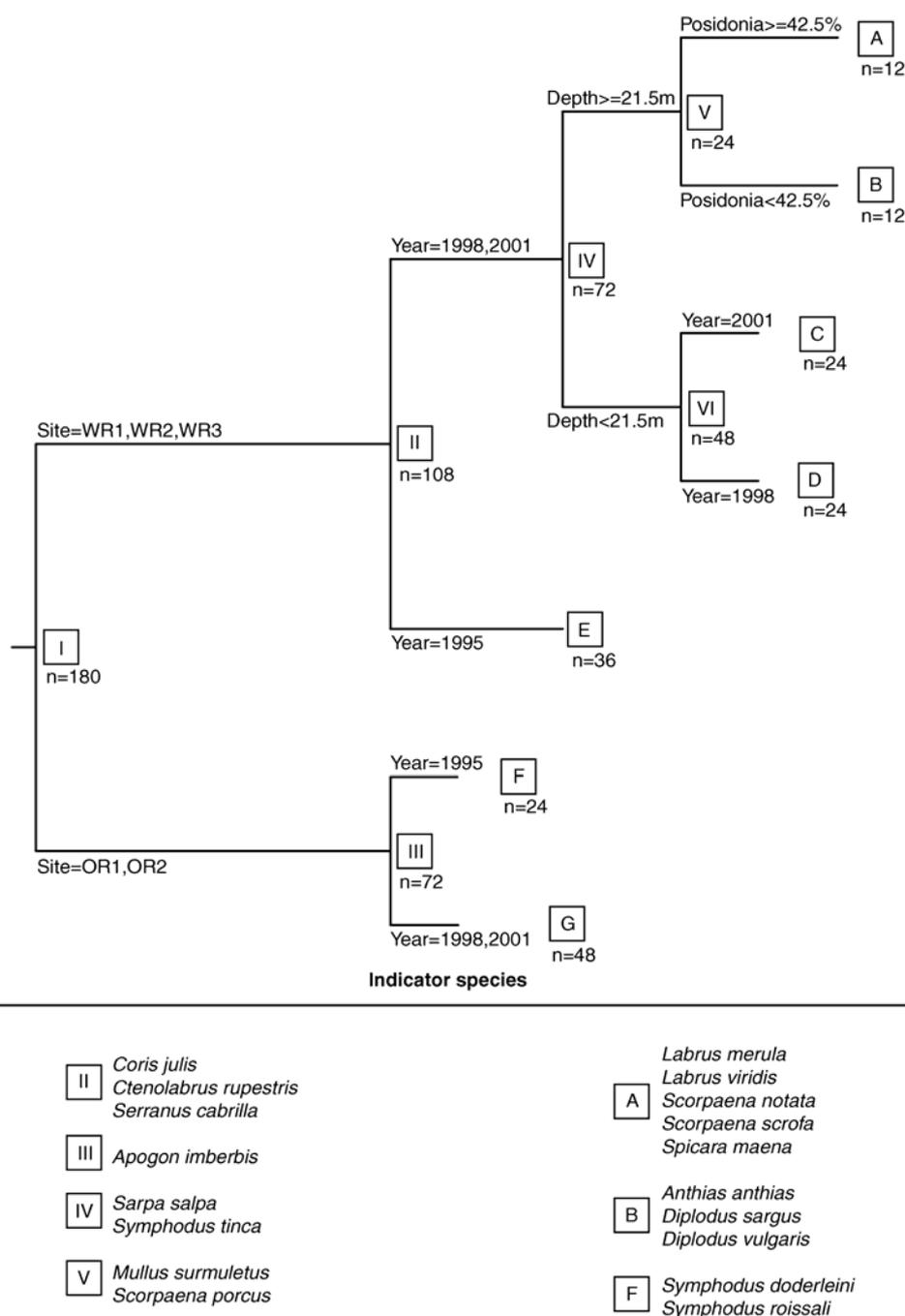


Fig. 5 – Multivariate regression tree constructed from the species abundance of large fish. For each split and each leaf, the number of transects was reported. Below the tree, indicator species for splits (in roman numbers) and leaves (in capitals) were reported.

fish thus appeared as relevant indicators of MPA effect at an early stage of restoration, while metrics calculated from all fish may be appropriate for restoration effects in the medium term.

Besides these effects of the Couronne MPA, mean depth and substrate complexity had an influence on the distribution of the whole fish assemblage and on large fish. Percentage lin-

ear cover of *P. oceanica* only had a structuring influence at depths deeper than 21.5 m and after 1995.

4.2. Methodological aspects

Studying MPA effectiveness by species or by taxa, as has been done in many articles, is important but not sufficient

ARTICLE IN PRESS

16

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

in an ecosystem-based perspective. Changes in the composition of the whole fish assemblage have to be assessed across MPAs boundaries. The permutational multivariate analysis of variance allowed the production of a diagnostic on the evolution of the entire fish assemblage with respect to MPA establishment. Unlike MANOVA, the method does not require assumptions about distributions. The variance can be partitioned across the relevant factors of interest and any model can be tested. This analysis is rarely used to study MPA efficiency (Willis and Anderson, 2003; Fraschetti et al., 2005) (see comments on these studies below).

PERMANOVA informs about the effects of the MPA on the fish assemblage but it cannot be used directly to monitor the magnitude and direction of effects per metric. Ordination techniques, such as discriminant analysis, can be used to test and visualise these effects. MRT cannot be used for hypothesis testing but are helpful to build a hierarchical structure of the environmental variables structuring fish assemblages. Besides, it accepts quantitative variables and qualitative factors in the same analysis. MRT, together with IndVal, may provide indicators of MPA status. Note that the results obtained with the IndVal index were consistent and complementary with those obtained from the discriminant analysis.

In the case of persistent effects ("press impact"), as the effects caused by the establishment of an MPA on the fish assemblages are expected to be, the power of the statistical tests is not increased by an increase in the number of replicates, days or periods of sampling; but only by an increase in the number of locations of control and incidentally of impacted localities, if possible (Underwood and Chapman, 2003). Consequently, the experimental design used here to assess the effect of the MPA should be improved in the further monitoring programs by raising the number of locations, even if still taking habitat variables as covariables in the analyses.

4.3. Conservation aspects and indicators for management

The positive effects seen in this study may not be generalised. For example, in the Mimiwhangata Marine Park (New Zealand), the snapper (*Pagrus auratus*), the most heavily targeted fish species in the region, showed no difference in abundance or size between the Marine Park and adjacent control areas (Denny and Babcock, 2004). Fraschetti et al. (2005), studying benthic assemblages, showed that most of the variables considered (i.e., substrate cover, number of taxa, and average abundance of the most common taxa) were not significantly different between the protected and unprotected areas. Protecting species requires prioritisation. Indeed protection can improve abundances or sizes, but target species are very often predator species and thus there will be higher predation pressure on the preys inside the MPA, leading to changes in the fish assemblages (Francour, 1994; Pinnegar et al., 2000; Ashworth and Ormond, 2005). In the present study, notoriously cryptic fish species have been removed from the analyses, whereas MPAs could have potential negative impacts on them. Willis and Anderson (2003) showed that the sites inside the marine reserve contained, on average, lower densities of cryptic fishes than sites out-

side the reserve, which might be explained by effects of predators.

Defining groups of fish based on ecological or management criterion (e.g., commercial vs. non-commercial species) can provide different but complementary information about the status of the fish assemblage. The availability of data by size group is also helpful to assess the effects of protection, MPAs being effective at various temporal scales across fish sizes. Increase in fish size could be a direct effect of the protection and this increase could have indirect effects on inter-population differences in the reproductive output among organisms for which fecundity is dependent on body size (Roberts and Polunin, 1991). Actually, in a stochastic simulation model, including a subpopulation of larger mean, asymptotic body size resulted in less time spent at very small population sizes, which could reduce extinction risks (Kritzer and Davies, 2005).

An indicator is a metric that should be sensitive to the effect studied. Significant effects and their increased significance over time showed the sensitivity of the corresponding metrics to MPA establishment. From our results, relevant indicators could be at the species level, *S. cabrilla*, and to a lesser extent, *C. julis*, since they display marked differences only three years after MPA establishment. However, it is also interesting to monitor species that may display less immediate effects such as *S. doderleini*. At the fish assemblage level, metrics computed on large fish are obviously good indicators of restoration in early stages, whereas metrics computed on all fish give a more holistic appraisal at later stages.

Indicator species that are characteristic of a combination of factors and environmental variables such as depth may be a valuable tool for managers (Pullin et al., 2004). The more the habitat characteristics will be recorded precisely, the more accurate the index value of indicator species will be. The purpose here is not to avoid regular surveys identifying all the species encountered, but to be able to record, between such comprehensive surveys, the abundances of indicator species of particular interest for MPA monitoring. This monitoring of indicator species will inform about MPA efficiency at a reasonable cost, and it does not require costly training of observers. Such simplified monitoring protocols have already been investigated in the CBMP. They consisted of randomly spaced catching operations of large individuals of three Serranid species considered as indicators of a reserve effect (Harmelin et al., 1995).

Here, we assessed the effects of the MPA in relation to fisheries goals (i.e., effects on fish abundances and sizes) and conservation goals (i.e., effects on species richness and diversity). But many other aspects could have been investigated such as socio-economic impacts of the reserve (Badalamenti et al., 2000; Carter, 2003; Rudd et al., 2003; Chee, 2004; Pelletier et al., 2005). Linkages between ecological and economic systems often give rise to direct and immediate feedbacks (Brown et al., 2001). Clearly, studies on MPAs have to be more and more multidisciplinary, and this cannot be done without a clear planning, monitoring and evaluation (Jameson et al., 2002; Hilborn et al., 2004), and more linked with policy and management (Alder et al., 2002; Fazey et al., 2005).

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION xxx (2006) xxx-xxx

17

Acknowledgements

The authors thank the Côte Bleue Marine Park staff. The surveys were supported by funds from the Direction Régionale de l'Environnement Provence-Alpes-Côte-d'Azur and from the Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée. This study is part of the Programme Systèmes Côtiers et Lagunaires

(SysCoLag), funded by the Region Languedoc-Roussillon (Contrat de Plan Etat/Région 2000-2006), and of the Li-teau-AMP project funded by the French Ministry for Ecology and Sustainable Development. This work was made possible through joint financial support from SysCoLag and from IFREMER funding for the PhD thesis of Joachim Claudet.

Appendix 1

List of the 40 fish species recorded in the surveys with corresponding frequencies (in %) across the 3 years, for each site ($n = 36$ transects) and for each location ($n = 72$ for outside reserve (OR) and $n = 108$ for within reserve (WR)), and their class for each group analysed

Family	Species	Site					Location		Size	Fishing value	Mobility
		OR1	OR2	WR1	WR2	WR3	OR	WR			
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	2.8	16.7	2.8	2.8	0	9.7	1.9	1	U	M
Centracanthidae	<i>Spicara maena</i>	2.6	19.4	2.8	16.7	16.7	25	12	2	U	M
Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>	5.6	2.8	2.8	0	11.1	4.2	4.6	1	U	M
Congridae	<i>Conger conger</i>	0	5.6	0	0	0	2.8	0	3	L	S
Labridae	<i>Coris julis</i>	100	83.3	100	100	91.7	91.7	97.2	2	MH	S
Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	47.2	38.9	55.6	75	83.3	43.1	71.3	1	L	S
Labridae	<i>Labrus bimaculatus</i>	5.6	0	2.8	19.4	22.2	2.8	14.8	3	MH	S
Labridae	<i>Labrus merula</i>	16.7	22.2	11.1	33.3	19.4	19.4	21.3	3	MH	S
Labridae	<i>Labrus viridis</i>	11.1	11.1	5.6	8.3	8.3	11.1	7.4	3	MH	S
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	0	5.6	0	0	0	2.8	0	1	MH	S
Labridae	<i>Symphodus doderleini</i>	77.8	52.8	80.6	72.2	47.2	65.3	66.7	1	L	S
Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	61.1	41.7	63.9	77.8	72.2	51.4	71.3	1	L	S
Labridae	<i>Symphodus melanocercus</i>	52.8	50	77.8	72.2	69.4	51.4	73.1	1	L	S
Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	2.6	22.2	33.3	19.4	2.8	26.4	18.5	1	L	S
Labridae	<i>Symphodus roissali</i>	25	33.3	27.8	16.7	0	29.2	14.8	1	L	S
Labridae	<i>Symphodus rostratus</i>	2.6	36.1	36.1	2.6	13.9	33.3	26.9	1	L	S
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	38.9	2.6	47.2	41.7	19.4	34.7	36.1	2	MH	S
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	5.6	0	0	0	1.9	3	MH	M
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	0	0	2.8	0	0	0	0.9	3	L	M
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	27.8	19.4	44.4	27.8	2.6	23.6	34.3	2	MH	M
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0	5.6	0	0	0	2.8	0	3	L	S
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	86.1	77.8	86.1	83.3	94.4	81.9	88	1	U	M
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i>	0	0	2.8	2.8	8.3	0	4.6	1	MH	S
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	0	5.6	0	8.3	27.8	2.8	12	2	MH	S
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	2.8	0	0	2.8	11.1	1.4	4.6	3	MH	S
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	0	0	0	0	5.6	0	1.9	1	U	M
Serranidae	<i>Epinephelus caninus</i>	0	0	0	0	2.8	0	0.9	3	MH	S
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	0	0	0	0	5.6	0	1.9	3	MH	S
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	97.2	61.1	94.4	97.2	75	79.2	88.9	2	MH	S
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	13.9	11.1	2.8	2.8	0	12.5	1.9	2	MH	S
Sparidae	<i>Boops boops</i>	47.2	11.1	11.1	16.7	33.3	29.2	1.4	2	L	M
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	0	0	2.8	0	2.8	0	1.9	3	MH	M
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	2.8	8.3	2.8	5.6	0	5.6	2.8	1	MH	M
Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	22.2	16.7	36.1	58.3	44.4	19.4	46.3	2	MH	M
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	16.7	38.9	33.3	41.7	52.8	27.8	42.6	2	MH	M
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	0	0	2.8	0	0	0	0.9	1	L	M
Sparidae	<i>Pagellus erythrinus</i>	0	0	0	0	2.8	0	0.9	3	MH	M
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	5.6	13.9	19.4	5.6	8.3	9.7	11.1	3	L	M
Sparidae	<i>Sparus pagurus</i>	2.8	0	2.8	2.8	2.8	1.4	2.8	3	MH	M
Sparidae	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0	2.8	2.8	0	2.8	1.4	1.9	3	MH	M

Size groups were defined by species of minimum and maximum length within the range 8–20 cm (1), 20–30 cm (2), and 30–200 cm (3). Fishing value groups corresponded to unfished species (U) and species with low (L) or medium to high (MH) fishing value. Mobility groups were defined by sedentary (S) or mobile (M) species.

ARTICLE IN PRESS

18

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

Appendix B

Mean species abundances per site and per year (\pm SE)

Group/species considered	1995		1998		2001	
	WR	OR	WR	OR	WR	OR
Fish sizes						
All	3.24 \pm 0.73	2.58 \pm 0.49	2.88 \pm 0.61	2.46 \pm 0.62	6.3 \pm 3.1	2.32 \pm 0.58
Large	1.22 \pm 0.58	0.65 \pm 0.24	0.74 \pm 0.17	0.45 \pm 0.23	0.56 \pm 0.08	0.56 \pm 0.32
Medium	1.8 \pm 0.43	1.25 \pm 0.32	1.8 \pm 0.55	1.89 \pm 0.56	5.51 \pm 3.1	1.68 \pm 0.44
Small	0.21 \pm 0.06	0.68 \pm 0.25	0.34 \pm 0.1	0.11 \pm 0.03	0.22 \pm 0.05	0.08 \pm 0.02
Species sizes						
Large	0.01 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	0.15 \pm 0.08	0.08 \pm 0.02	0.27 \pm 0.13	0.02 \pm 0.01
Medium	2.66 \pm 0.39	2.81 \pm 0.55	2.64 \pm 0.41	3.02 \pm 0.44	4.71 \pm 0.67	3.68 \pm 0.97
Small	7.28 \pm 2.01	5.31 \pm 1.3	6.15 \pm 1.68	4.77 \pm 1.71	14.21 \pm 8.67	4.03 \pm 1.48
Fishing value						
Unfished	20.23 \pm 5.86	14.35 \pm 14.35	17.16 \pm 4.91	14.77 \pm 5.06	41.35 \pm 25.9	12.49 \pm 4.38
Low	0.78 \pm 0.1	0.98 \pm 0.33	0.63 \pm 0.11	0.65 \pm 0.11	1.07 \pm 0.25	1.36 \pm 0.68
Medium to high	1.03 \pm 0.16	0.99 \pm 0.16	1.13 \pm 0.18	0.87 \pm 0.15	1.84 \pm 0.28	0.73 \pm 0.73
Species mobility						
Mobile species	5.58 \pm 1.59	4.13 \pm 1.05	4.78 \pm 1.34	4.17 \pm 1.36	11.58 \pm 6.85	4.09 \pm 1.26
Sedentary species	1.3 \pm 0.17	1.29 \pm 0.17	1.31 \pm 0.18	1.04 \pm 0.15	1.94 \pm 0.28	0.86 \pm 0.16
Community metrics						
Total fish abundance	135.92 \pm 23.40	108.21 \pm 14.12	121.10 \pm 18.89	103.12 \pm 22.54	264.71 \pm 127.56	97.58 \pm 23.97
Total fish abundance (L)	51.33 \pm 23.41	27.17 \pm 9.73	31.12 \pm 6.77	18.80 \pm 9.94	23.71 \pm 3.27	23.71 \pm 13.48
Species richness	8.71 \pm 0.57	9.92 \pm 0.51	9.10 \pm 0.43	9.04 \pm 0.53	9.87 \pm 0.60	5.12 \pm 0.78
Species richness (L)	5.21 \pm 0.44	5.83 \pm 0.47	6.87 \pm 0.47	4.04 \pm 0.55	6.5 \pm 0.61	2.46 \pm 0.37
Diversity	1.53 \pm 0.13	1.70 \pm 0.11	1.63 \pm 0.12	1.78 \pm 0.12	1.82 \pm 0.14	1.05 \pm 0.16
Diversity (L)	1.65 \pm 0.17	1.86 \pm 0.18	2.12 \pm 0.13	1.40 \pm 0.17	1.91 \pm 0.13	0.83 \pm 0.14
Fish species						
<i>Coris julis</i>	18.00 \pm 1.35	18.00 \pm 1.25	19.6 \pm 1.52	16.70 \pm 1.21	31.67 \pm 1.65	14.33 \pm 2.25
<i>Coris julis</i> (L)	2.92 \pm 0.33	2.46 \pm 0.29	5.37 \pm 0.41	1.62 \pm 0.33	9.10 \pm 0.61	2.54 \pm 0.54
<i>Serranus cabrilla</i>	2.17 \pm 0.21	2.29 \pm 0.28	3.12 \pm 0.30	1.08 \pm 0.18	3.71 \pm 0.34	2.21 \pm 0.50
<i>Serranus cabrilla</i> (L)	0.33 \pm 0.11	0.62 \pm 0.18	2.46 \pm 0.24	0.29 \pm 0.13	1.54 \pm 0.24	0.17 \pm 0.10
<i>Symphodus doderleini</i>	1.58 \pm 0.21	1.92 \pm 0.20	1.75 \pm 0.23	0.75 \pm 0.23	1.83 \pm 0.37	1.04 \pm 0.26
<i>Symphodus doderleini</i> (L)	0.96 \pm 0.16	1.17 \pm 0.18	1.37 \pm 0.21	0.75 \pm 0.16	0.67 \pm 0.18	0.50 \pm 0.13

Site WR3 removed from WR location. Species with null abundance in a group were kept in the mean and standard error computations. (L) means large fish.

REFERENCES

- Alder, J., Zeller, D., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., 2002. A method for evaluating marine protected area management. *Coastal Management* 30, 121–131.
- Allison, G.W., Lubchenco, J., Carr, M.H., 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8, S79–S92.
- Anderson, M.J., 2001a. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32–46.
- Anderson, M.J., 2001b. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 626–639.
- Anderson, M.J., 2004a. CAP: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates. Department of Statistics, University of Auckland New Zealand.
- Anderson, M.J., 2004b. DISTLM v.4: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model. Department of Statistics, University of Auckland New Zealand.
- Anderson, M.J., Legendre, P., 1999. An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62, 271–303.
- Anderson, M.J., Millar, R.B., 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 305, 191–221.
- Anderson, M.J., ter Braak, C.J.F., 2003. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 73, 85–113.
- Ashworth, J.S., Ormond, R.F.G., 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* 121, 333–344.

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

19

- Badalamenti, F., Ramos, A.A., Voultsiadou, E., Sánchez-Lizaso, J.L., D'Anna, G., Pipitone, C., Mas, J., Ruiz-Fernandez, J.A., Whitmarsh, D., Riggio, S., 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation* 27, 110–120.
- Bain, M.B., Harig, A.L., Loucks, D.P., Goforth, R.R., Mills, K.E., 2000. Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation. *Environmental Science and Policy* 3, S89–S98.
- Belfiore, S., 2003. The growth of integrated coastal management and the role of indicators in integrated coastal management: introduction to the special issue. *Ocean & Coastal Management* 46, 225–234.
- Bell, J.D., 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology* 20, 357–369.
- Bell, J.D., Harmelin-Vivien, M., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Tethys* 10, 337–347.
- Benedetti-Cecchi, L., 2001. Beyond BACI: optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecological Applications* 11, 783–799.
- Benedetti-Cecchi, L., Bertocci, I., Micheli, F., Maggi, E., Fosella, T., Vaselli, S., 2003. Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research* 55, 429–458.
- Bohnsack, J.A., 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23, 298–304.
- Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., Stone, C.J., 1984. *Classification and Regression Trees*. Chapman & Hall, Belmont, CA, USA.
- Brown, K., Adger, W.N., Tompkins, E., Bacon, P., Shin, D., Young, K., 2001. Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecological Economics* 37, 417–434.
- Carter, D.W., 2003. Protected areas in marine resource management: another look at the economics and research issues. *Ocean & Coastal Management* 46, 439–456.
- Castilla, J.C., 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250, 3–21.
- Charbonnel, E., Francour, P., Harmelin, J.-G., Ody, D., Bachel, F., 2000. Effects of artificial reef design on associated fish assemblages in the Côte Bleue Marine Park (Mediterranean Sea, France). In: Jensen, A.C., Collins, K.J., Lockwood, A.P.M. (Eds.), *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 365–378.
- Charbonnel, E., Serre, C., Ruitton, S., Harmelin, J.-G., Jensen, A., 2002. Effects of increase habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science* 59, S208–S213.
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120, 548–565.
- Chiappone, M., Sealey, K.M.S., 2000. Marine reserve design criteria and measures of success: lessons learned from the Exuma Cays Land and Sea Park, Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 66, 691–705.
- Ciriaco, S., Costantini, M., Italiano, C., Odorico, R., Picciulin, M., Verginella, L., Spoto, M., 1998. Monitoring the Miramare Marine Reserve: assessment of protection efficiency. *Italian Journal of Zoology* 65, 383–386.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117–143.
- Claudet, J., Pelletier, D., 2004. Marine protected areas and artificial reefs: a review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources* 17, 129–138.
- Côté, I.M., Mosqueira, I., Reynolds, J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology* 59, 178–189.
- Dahl, A.L., 2000. Using indicators to measure sustainability: recent methodological and conceptual developments. *Marine and Freshwater Research* 51, 427–433.
- De'ath, G., 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species–environment relationships. *Ecology* 83, 1105–1117.
- Denny, C.M., Babcock, R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages. *Biological Conservation* 116, 119–129.
- Dufour, V., Jouvenel, J.-Y., Galzin, R., 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources* 8, 17–25.
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345–366.
- Dugan, J.E., Davis, G.E., 1993. Application of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 2029–2041.
- Edgar, G.J., Barrett, N.S., Morton, A.J., 2004a. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308, 269–290.
- Edgar, G.J., Bustamante, R.H., Fariña, J.-M., Calvopiña, M., Martínez, C., Toral-Granda, M.V., 2004b. Bias in evaluating the effects of marine protected areas: the importance of baseline data for the Galapagos Marine Reserve. *Environmental Conservation* 31, 212–218.
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D., 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation* 124, 63–73.
- Ferraris, J., Pelletier, D., Kulbicki, M., Chauvet, C., 2005. Assessing the impact of removing status on the Abore Reef fish assemblage in New Caledonia. *Marine Ecology Progress Series* 292, 271–286.
- Francour, P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta* 17, 309–317.
- Francour, P., Harmelin, J.-G., Pollard, D., Sartoretto, S., 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 155–188.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Micheli, F., Benedetti-Cecchi, L., Boero, F., 2002. Marine protected areas in the Mediterranean: objectives, effectiveness and monitoring. *Marine Ecology* 23, 190–200.
- Fraschetti, S., Terlizzi, A., Bussotti, S., Guarnieri, G., D'Ambrosio, P., Boero, F., 2005. Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. *Marine Environmental Research* 59, 309–332.
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, Á., 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42, 1–20.
- García-Charton, J.A., Williams, I.D., Pérez-Ruzafa, Á., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.-S., Koukouras, A., Riggio, S., 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27, 159–178.

ARTICLE IN PRESS

20

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

- Glasby, T.M., 1997. Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analysis of variance: a case study of epibiota on marinas. *Australian Journal of Ecology* 22, 448–459.
- Halpern, B., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13, S117–S137.
- Halpern, B.S., Warner, R.R., 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5, 361–366.
- Harmelin, J.-G., 1999. Visual assessment of indicator fish species in Mediterranean marine protected areas. *Naturalista Siciliano* 23, 83–104.
- Harmelin, J.-G., 2000. Mediterranean marine protected areas: some prominent traits and promising trends. *Environmental Conservation* 27, 104–105.
- Harmelin, J.-G., Bachet, F., Garcia, F., 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16, 233–250.
- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.-J., Smith, T., Botsford, L.W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A., Rice, J., Bell, J.D., Cochrane, K.L., Garcia, S., Hall, S.J., Kirkwood, G.P., Sainsbury, K., Stefansson, G., Walters, C., 2004. When can marine reserve improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management* 47, 197–205.
- Jameson, S.C., Tupper, M.H., Ridley, J.M., 2002. The three screen doors: Can marine “protected” areas be effective? *Marine Pollution Bulletin* 44, 1177–1183.
- Johnson, C.R., Field, C.A., 1993. Using fixed-effects model multivariate analysis of variance in marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 31, 177–221.
- Jouvenel, J.-Y., Pollard, D.A., 2001. Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 1–9.
- Kremen, C., 1992. Assessing the indicator properties of species assemblage for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2, 203–217.
- Kritzer, J., Davies, C., 2005. Demographic variation within spatially structured reef fish populations: when are larger-bodied subpopulations more important? *Ecological Modelling* 182, 49–65.
- Kulbicki, M., 1998. How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 222, 11–30.
- Lauck, T., Clark, C.W., Mangel, M., Munro, G.R., 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications* 8, S72–S78.
- Linton, D.M., Warner, G.F., 2003. Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management* 46, 261–276.
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290–297.
- McClanahan, T.R., Muthiga, N.A., Kamukuru, A.T., Machano, H., Kiambo, R.W., 1999. The effects of marine parks and fishing on coral reefs of northern Tanzania. *Biological Conservation* 89, 161–182.
- Mosqueira, I., Côté, I.M., Jennings, S., Reynolds, J., 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation* 4, 321–332.
- Mouillot, D., Culioli, J.-M., Do Chi, T., 2002. Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental Conservation* 29, 385–390.
- Murray, S.N., Ambrose, R.F., Bohnsack, J.A., Botsford, L.W., Carr, M.H., Davis, G.E., Dayton, P.K., Gotshall, D., Gunderson, D.R., Hixon, M.A., Lubchenco, J., Mangel, M., MacCall, A., McArdle, D.A., 1999. No-take reserve networks: sustaining fishery populations and marine ecosystems. *Fisheries* 24, 11–25.
- Nicholson, M., Fryer, R., 2002. Developing effective environmental indicators—does a new dog need old tricks? *Marine Pollution Bulletin* 45, 53–61.
- Nowlis, J.S., Roberts, C.M., 1999. Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin* 97, 604–616.
- Olsen, S.B., 2003. Frameworks and indicators for assessing progress in integrated coastal management initiatives. *Ocean & Coastal Management* 46, 347–361.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689–695.
- Pelletier, D., Garcia-Charton, J.A., Ferraris, J., David, G., Thébaud, O., Letourneur, Y., Claudet, J., Amand, M., Kulbicki, M., Galzin, R., 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources* 18, 15–33.
- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M., Hereu, B., Milazzo, M., Zabala, M., D’Anna, G., Pipitone, C., 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation* 27, 179–200.
- Pullin, A.S., Knight, T.M., Stone, D.A., Charman, K., 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 119, 245–252.
- Rakitin, A., Kramer, D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series* 131, 97–113.
- Roberts, C.M., Polunin, N.V.C., 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1, 65–91.
- Rowley, R.J., 1994. Case studies and reviews—marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4, 233–254.
- Rudd, M.A., Tupper, M.H., Folmer, H., van Kooten, G.C., 2003. Policy analysis for tropical marine reserves: challenges and directions. *Fish and Fisheries* 4, 65–85.
- Russ, G.R., 1985. Effects of protective management on coral reef fishes in the central Philippines. In: *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti*, pp. 219–224.
- Russ, G.R., 2002. Yet another review of marine reserve as reef fishery management tools. In: Sale, P.F. (Ed.), *Coral Reef fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego, pp. 421–443.
- Russ, G.R., Alcala, A.C., 1996. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 6, 947–961.
- Saetersdal, M., Gjerde, I., Blom, H., 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122, 305–316.
- Sainsbury, K., Sumaila, U.R., 2003. Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including “best practice” reference points and use of marine protected areas. In: Sinclair, M., Valdimarsson, G. (Eds.), *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*. FAO, pp. 343–361.
- Sale, P., Cowen, R., Danilowicz, B., Jones, G., Kritzer, J., Lindeman, K., Planes, S., Polunin, N., Russ, G., Sadovy, Y., Steneck, R., 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 74–80.

ARTICLE IN PRESS

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX-XXX

21

- Sosa-López, A., Mouillot, D., Do Chi, T., Ramos-Miranda, J., 2005. Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: an application to the Terminos coastal lagoon, Mexico. *ICES Journal of Marine Science* 62, 453–458.
- Sumaila, U.R., Guénette, S., Alder, J., Chuenpagdee, R., 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science* 57, 752–760.
- Therneau, T.M., Atkinson, B., Ripley, B., Oksanen, J., De'ath, G., 2004. The mvpart Package. In: De'ath, G. (Ed.), *Multivariate Partitioning*.
- Underwood, A.J., 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 19, 513–605.
- Underwood, A.J., 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18, 99–116.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., 1998. A method for analysing spatial scales variation in composition of assemblages. *Oecologia* 117, 570–578.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., 2003. Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296, 49–70.
- Westera, M., Lavery, P., Hyndes, G., 2003. Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 294, 145–168.
- Willis, T.J., Anderson, M.J., 2003. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series* 257, 209–221.
- Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C., Tolimieri, N., 2003. Burdens evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation* 30, 97–103.

TRANSITION

Comme nous avons pu le voir jusqu'ici, détecter l'effet d'aires marines protégées ou de récifs artificiels sur l'environnement marin et particulièrement sur les communautés de poissons, nécessite des protocoles expérimentaux adaptés et des méthodes statistiques robustes et puissantes. Cette capacité à détecter d'éventuels impacts environnementaux est d'autant plus importante que ces évaluations sont la plupart du temps une des sources du processus de prise de décision sur la gestion de l'environnement côtier. Ces décisions peuvent avoir à leur tour des conséquences importantes sur les ressources marines et l'environnement dans son ensemble.

Lorsqu'un impact existe, il suffit d'augmenter l'effort d'échantillonnage afin d'accroître la capacité des tests à détecter cet effet. Or, échantillonner a un coût. De plus, à partir d'un certain point, l'augmentation du nombre d'échantillons ne favorise plus que très peu l'accroissement de la capacité des tests à détecter un effet. Ainsi, dans la démarche d'évaluation d'impacts environnementaux, comme dans tout domaine scientifique réalisant des tests statistiques d'hypothèse, l'amélioration, voire l'optimisation des protocoles d'échantillonnage est indispensable. Comme nous le montrons dans le chapitre suivant, les analyses de puissance statistique sont la pierre angulaire de ce processus d'optimisation.

**VI. PUISSANCE STATISTIQUE
ET OPTIMISATION DES
PROTOCOLES
EXPÉRIMENTAUX**

1 POURQUOI UNE OPTIMISATION DES PROTOCOLES D'ÉCHANTILLONNAGE ?

La détection d'impacts environnementaux est une problématique majeure en écologie. Les impacts peuvent survenir après des événements inattendus d'origine anthropique (*e.g.* pollution accidentelle) ou des événements catastrophiques naturels (*e.g.* cyclone). Les effets attendus sur les communautés marines sont le plus souvent négatifs. Des mesures de gestion de la bande côtière, du type établissement d'Aires Marines Protégées (AMP) ou de Récifs Artificiels (RA), sont également des événements d'origine anthropique ayant un impact sur le milieu naturel où sont instituées ces structures. Les effets attendus sont positifs. Evaluer cet impact fait ou doit faire partie intégrante du processus de gestion et les résultats de cette évaluation sont une des bases d'un processus de prise de décision. Par exemple, que l'impact escompté ne soit pas atteint ou qu'il le soit mais avec de nombreux effets négatifs non prévus, n'implique pas les mêmes mesures à mettre en œuvre dans le cadre de la gestion. De mauvaises décisions, inadéquates, peuvent avoir des conséquences néfastes pour l'écosystème. Par exemple, s'il est démontré, à tort, que la pêche n'a pas d'impact sur une population donnée de poissons, aucune mesure de conservation ne sera prise et cela pourra conduire à terme à l'épuisement de ce stock.

Les résultats de tests d'hypothèse dans les évaluations d'impact sont particulièrement importants dans la mesure où ils induisent des prises de décision quant aux mesures de gestion à prendre. Or, en écologie marine, le principe d'incertitude est élevé dans la grande majorité des études entreprises. Dans les tests statistiques, deux sources d'erreurs sont possibles. La première consiste à dire qu'il y a un impact du phénomène étudié alors qu'en fait il n'y en a pas. Elle peut induire des coûts de gestion ou des conflits non nécessaires. La seconde source d'erreur consiste à dire qu'il n'y a pas d'impact alors qu'en réalité il y en a un. Celle-ci peut être réellement néfaste pour l'écosystème car aucune mesure de protection n'est prise alors qu'il le faudrait. Cette source d'erreur est quantifiable. Elle est fonction de divers paramètres (*cf.* section suivante) dont un qui peut être directement contrôlé par l'expérimentateur : la taille de l'échantillon. Plus le nombre d'échantillons est grand et bien réparti à l'échelle du processus étudié, plus l'erreur d'échantillonnage est réduite et plus les estimateurs des paramètres représentant le système (*e.g.* moyenne, variance) seront précis. Ainsi les conclusions pouvant être tirées de ces estimateurs seront d'autant plus fiables. La capacité d'un test statistique à détecter un effet lorsqu'il existe réellement est appelée puissance statistique du test (Cohen, 1977).

Lors d'une démarche scientifique expérimentale, l'échantillonnage est souvent l'étape la plus exigeante en terme de ressources ; qu'elles soient financières, humaines ou temporelles. Il

convient donc de choisir de manière optimisée le protocole expérimental nécessitant le plus faible nombre possible d'échantillons et où les ressources sont allouées de la manière la plus efficace en terme temporel, spatial ou de répliqués, afin de déceler de la façon la plus fine possible l'existence d'un impact. C'est le propos de ce présent chapitre.

2 LE CONCEPT DE PUISSANCE STATISTIQUE

2.1 Significativité statistique

Très généralement en écologie, nous n'avons pas accès à l'ensemble de la population statistique d'intérêt mais à un échantillon de cette population. Dans la mesure où des échantillons ne permettent que d'estimer les paramètres de la population originelle, un critère de significativité est attribué lors de la réalisation de tests sur ces estimations, réalisées à partir des valeurs observées. Ce critère, dénoté α , fixé *a priori* par l'expérimentateur, correspond à la probabilité de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie (cas 2. du Tableau VI-1), *i.e.* la probabilité de se tromper en disant qu'il y a un impact du phénomène étudié, alors qu'en fait il n'y en a pas. La probabilité de cette erreur, également appelée erreur de Type I, est en général choisie comme étant 0,05 ; c'est d'ailleurs souvent la valeur par défaut dans de nombreux logiciels de statistiques.

Tableau VI-1 : Quatre décisions possibles prises à partir d'un test statistique d'une hypothèse nulle.

Etat réel du système	Décision prise à partir du test	
	Ne pas rejeter l'hypothèse nulle	Rejeter l'hypothèse nulle
L'hypothèse nulle est vraie	1. Correcte ($1-\alpha$)	2. Erreur de Type I (α)
L'hypothèse nulle est fausse	3. Erreur de Type II (β)	4. Correcte ($1-\beta$) = Puissance

La probabilité associée à chaque hypothèse figure entre parenthèses.

Par exemple, prenons le cas d'un expérimentateur voulant démontrer l'effet induit sur une variable par le changement entre deux niveaux d'un facteur. L'hypothèse nulle de son test de comparaison est qu'il n'y a pas d'effet des différents niveaux du facteur sur la variable étudiée. Il souhaite pouvoir rejeter cette hypothèse afin de développer son hypothèse alternative, qui est que le facteur a un effet sur la variable, *i.e.* qu'en moyenne les variables sont différentes entre les deux niveaux du facteur. Si la valeur de P du test réalisé est inférieure au seuil fixé *a priori* de 0,05, l'expérimentateur a moins de 5 % de chance de se tromper en disant qu'il y a un effet alors qu'il n'y en a pas, et de déclarer ainsi qu'il y a un effet significatif du facteur sur la variable. En pratique, cela peut correspondre à vouloir détecter un effet de la protection sur une espèce donnée. L'hypothèse nulle est qu'il n'y a pas d'effet de la protection sur les abondances d'une espèce donnée, *i.e.* les abondances ne diffèrent pas en moyenne entre la zone protégée et la zone exploitée. L'hypothèse alternative est que cette espèce présente des abondances différentes entre les deux zones, donc qu'il y a un effet de la protection.

Nous venons de voir la probabilité de réaliser une erreur en disant qu'il y a un effet alors qu'il n'y en a pas, erreur de Type I. Mais il existe une autre source d'erreur ; celle de dire qu'il n'y a

pas d'effet alors qu'en fait il y en a un. Elle est appelée erreur de Type II et sa probabilité est notée β . D'un point de vue statistique cela correspond à la probabilité de ne pouvoir rejeter l'hypothèse nulle alors qu'en fait elle est fautive (cas 3. du Tableau VI-1). Cette erreur, surtout dans les évaluations d'impacts environnementaux, est généralement élevée.

2.2 Puissance statistique

La puissance statistique d'un test correspond à la probabilité de correctement rejeter l'hypothèse nulle (cas 4. du Tableau VI-1), elle est donc égale à $1-\beta$. Lors d'une étude environnementale, cela correspond à la probabilité de détecter un impact qui a bien eu lieu. La puissance d'un test à correctement détecter un impact est fonction de plusieurs paramètres.

La puissance d'un test augmente avec la taille de l'échantillon. Plus l'échantillon est grand, plus les estimateurs sont proches des valeurs réelles et plus il est facile de détecter un impact. En revanche, plus l'échantillon est petit et plus l'erreur de Type II a de chance de se produire.

La puissance d'un test augmente également avec la taille, ou magnitude, de l'effet à mettre en évidence. La taille de l'effet est définie comme la différence entre les valeurs de la variable étudiée sous l'hypothèse nulle et sous l'hypothèse alternative (Cohen, 1977). Par exemple, plus la différence d'abondance d'une espèce entre une zone protégée et une zone exploitée est grande, plus il est facile de mettre en évidence cette différence, donc plus la puissance statistique du test est élevée. Ainsi, afin de calculer la puissance statistique d'un test, il est important de pouvoir spécifier de manière quantitative une hypothèse alternative plutôt que de façon qualitative, comme c'est souvent le cas. Ceci nécessite une bonne connaissance du système étudié afin de définir *a priori*, ou après une étude pilote, ce que peut être un effet significatif d'un point de vue biologique. Rappelons ici que significativité statistique et significativité biologique ne sont pas la même chose. Par exemple, pour de très grandes tailles d'échantillons, il est probable qu'un grand nombre de tests statistiques d'hypothèses se révèlent significatifs, sans considération de l'importance biologique des résultats (Thomas & Juanes, 1996). Considérer la puissance statistique permet de lier ces deux phénomènes. En cas d'impossibilité à définir de façon précise la taille de l'effet, des conventions existent de taille d'effets petits, moyens et grands selon les tests employés (Cohen, 1977). Lors d'études d'impacts environnementaux, les programmes de suivis sont destinés à évaluer l'effet d'un impact qui a été prédit lors de la phase de conception du programme et il est important de définir clairement la taille de l'effet escompté (Fairweather, 1991b). Il faut donc à la fois déterminer les changements qui peuvent être attendus s'il n'y a pas d'impact afin de spécifier une hypothèse nulle réaliste et les changements qui peuvent être détectés s'il y a un impact afin de formuler une hypothèse alternative spécifique. La formulation

de ces hypothèses doit bien sûr être spécifique aux variables mesurées et au système étudié. Dans le cas d'évaluation de l'effet d'AMP sur les assemblages de poissons cette prise de décision doit prendre en compte l'éventuelle variabilité d'habitats entre les deux localités ainsi que la variabilité des caractéristiques biologiques des poissons étudiés, comme les taux de mortalité et de reproduction. Les éventuels biais d'échantillonnage sont à considérer pour certains paramètres, mais les comparaisons sont toujours possibles dans la mesure où la technique employée est la même entre les différentes localités. Le gestionnaire peut jouer un rôle dans le choix de la formulation quantitative de l'hypothèse alternative (Bernstein & Zalinski, 1983).

La puissance est aussi reliée à l'erreur de Type I. Plus l'erreur de Type I a de chance de se produire, *i.e.* plus la probabilité α est élevée et β faible, plus il est facile de rejeter l'hypothèse nulle. Dans le cas d'une évaluation d'impact, avoir plus de chance de rejeter l'hypothèse nulle revient à augmenter la probabilité de déceler un impact. Si le seuil α est fixé très bas, la probabilité de retenir l'hypothèse nulle alors qu'elle est fautive est augmentée et par conséquent il est plus difficile de déceler l'impact. Il faut donc préférer diminuer la probabilité de réaliser une erreur de Type II, même au détriment de celle de l'erreur de Type I, si l'on souhaite maximiser la puissance. Pourtant, pour beaucoup, lors d'études d'impacts environnementaux, les efforts se concentrent souvent sur l'augmentation de la significativité des tests, *i.e.* la diminution de la probabilité α de commettre une erreur de Type I.

Enfin, la puissance statistique est aussi directement reliée à la variabilité intrinsèque du système étudié. Par exemple, plus la variabilité de l'abondance d'une espèce échantillonnée est élevée, plus il est difficile de déceler une structure due à l'impact à évaluer, donc plus la puissance statistique est faible. La variance de la population échantillonnée est le seul paramètre influençant la puissance statistique qui ne soit ni contrôlé par l'expérimentateur, comme le seuil α ou la taille de l'échantillon, ni directement lié aux hypothèses nulle et alternative spécifiées, comme la taille de l'effet. Cependant, minimiser la variance d'un estimateur n'est pas directement équivalent à maximiser la puissance d'un test à détecter un changement (Millard & Lettenmaier, 1986).

La nature du lien entre ces différents paramètres et la puissance statistique est résumée dans le Tableau VI-2.

Tableau VI-2 : Paramètres affectant la puissance statistique et nature de ce lien.

Paramètre	Notation	Effet sur la puissance
Variabilité de la population statistique	σ^2	-
Taille de l'échantillon	n	+
Taille de l'effet	ES	+
Probabilité de l'erreur de Type I	α	+

2.3 Les analyses de puissance statistique

Deux types d'analyses de puissance statistique existent : les analyses de puissance *a posteriori* et les analyses de puissance *a priori*.

Les analyses de puissance *a posteriori* consistent à déterminer la puissance statistique d'un test une fois l'échantillonnage et l'analyse réalisés. Tous les paramètres dont la puissance statistique est fonction sont connus et elle peut donc être estimée. Lorsque l'hypothèse nulle ne peut être rejetée, *i.e.* si aucun impact ne peut être mis en évidence de manière significative, calculer la puissance du test permet de déterminer la probabilité β . Cela revient à évaluer la probabilité qu'il y ait en fait un impact alors qu'il fut impossible de le détecter. Si cette probabilité est élevée et donc la puissance statistique faible, deux possibilités surviennent. Soit le protocole expérimental n'était pas adapté à l'effet à mettre en évidence, en raison d'une forte variabilité d'échantillonnage ou d'une taille d'échantillon trop faible, soit l'hypothèse n'était pas bien formulée. Dans les deux cas, il est souhaitable de reconduire l'analyse. Si les résultats du test conduisent à un effet non significatif mais que la puissance du test est élevée, à nouveau deux possibilités sont à considérer. Soit il n'y a réellement pas d'effet de l'impact anticipé, soit la taille de l'effet est telle qu'il est très difficile de le mettre en évidence. Si la puissance du test est élevée, il convient donc de noter que des résultats non significatifs sont informatifs. Ce n'est pas le cas si la puissance est faible. Dans tous les cas, il est préférable de réaliser les analyses de puissance avant les analyses de données, même avant la conception du protocole d'échantillonnage.

Les analyses de puissance *a priori* sont celles qui sont utiles à l'optimisation des protocoles expérimentaux. Elles sont entreprises avant que l'échantillonnage n'ait lieu, lors de la conception du protocole expérimental. Elles consistent à fixer au préalable la puissance statistique de l'expérience et à déterminer la taille possible de l'effet à mettre en évidence avec un protocole donné ; ou inversement à fixer la taille de l'effet et à déterminer la taille de l'échantillon nécessaire pour mettre en évidence cet effet et accomplir la puissance souhaitée. Dans les deux cas la probabilité α de l'erreur de Type I doit être fixée et la variance de la population connue. Dans la littérature, les hautes valeurs de puissance statistique généralement acceptées comme souhaitables ou suffisantes oscillent entre 0,8 et 0,95. Il est cependant préférable de ne pas proposer de convention qui pourrait devenir un carcan pour beaucoup comme le seuil de 5 % pour la probabilité α , mais plutôt d'adapter à chaque cas l'interprétation des valeurs de puissances (Di Stefano, 2003). La valeur de puissance qui est appropriée à chaque cas spécifique dépend des conséquences engendrées, lorsqu'une erreur de Type II est commise, par la prise de décision qui en découle. Pour certains, il est souhaitable que la puissance soit supérieure à $1-\alpha$ (Underwood & Chapman, 2003), comme préconisé par le principe de précaution. S'il est difficile de donner un

poids aux conséquences des erreurs de Type I ou de Type II, une solution consiste à leur donner un poids égal et à prendre $\alpha = \beta$. Quoi qu'il en soit, cette prise de décision est fortement liée à des considérations de gestion ou même éthiques et sociétales.

3 PUISSANCE STATISTIQUE, GESTION ET PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX

3.1 La nécessité de prendre en compte la puissance statistique

A notre connaissance, Toft & Shea (1983) furent les premiers à relever le fait que les erreurs de Type II peuvent causer des dommages bien plus importants à l'écosystème que les erreurs de Type I. En gestion côtière, ignorer la puissance d'un test, lorsqu'au regard de la probabilité α il est impossible de rejeter l'hypothèse, peut avoir de lourdes conséquences sur les ressources marines, en particulier en biologie de la conservation (Taylor & Gerrodette, 1993). Dans les évaluations d'impact, l'hypothèse nulle formalisée des tests statistiques est souvent que l'impact n'a pas d'effet sur les populations étudiées et l'expérimentateur cherche à rejeter cette hypothèse. Or lorsqu'il est dans l'incapacité de le faire et s'il ne souhaite pas obtenir des erreurs de Type I trop élevées, il tend à conclure qu'il n'y a pas d'effet. Si un effet négatif a pourtant lieu, comme une surexploitation par pêche (Peterman, 1990), mais qu'il n'a pu être détecté pour cause de puissance statistique trop faible, cela peut conduire à un épuisement total des stocks. C'est pourquoi, dans les évaluations d'impact, il est fort souhaitable de minimiser l'erreur de Type II au détriment de l'erreur de Type I. Le coût des erreurs de Type II excède très souvent celui des erreurs de Type I, que ce soit en termes écologique, financier, patrimonial ou éthique (Gray, 1996 ; Gray & Bewers, 1996 ; Thompson *et al.*, 2000). Il existe des méthodes incorporant un ratio des conséquences induites par des erreurs de Type I ou de Type II comme pondérateurs dans des procédures de prise de décision (Mapstone, 1995). Les gestionnaires doivent prendre des mesures sous le postulat que l'hypothèse nulle est vraie uniquement lorsque la puissance est suffisamment élevée. Toute mesure de gestion doit être prise après une démonstration convaincante qu'il y a un effet sur la variable mesurée, qu'il soit positif ou négatif (Fairweather, 1991b), ou qu'il n'y a pas d'effet (Peterman, 1990). Ce type de démonstration n'est possible qu'avec les analyses de puissance statistique. Lorsqu'il est impossible de rejeter l'hypothèse nulle, il est préférable de ne jamais déclarer qu'il n'y a pas d'effet, à moins qu'il soit démontré que la puissance à détecter un effet, s'il existait, était suffisamment grande. Dans tout type d'étude il serait souhaitable de prendre en compte la puissance des tests entrepris. Ceci est d'autant plus primordial dans les suivis et les évaluations d'impact car les résultats de ces analyses conduisent le plus souvent à des prises de décisions concernant la gestion des ressources marines.

De plus, comme souligné par Peterman (1990), les gestionnaires ne veulent pas uniquement prendre des mesures de conservation qui induisent par exemple des changements d'abondance de certaines espèces, mais ils recherchent également une forte probabilité d'observer une réponse significative à ces actions. Lors d'études destinées à accroître la connaissance d'un

écosystème, d'une communauté ou d'une espèce particulière, être dans l'incapacité de rejeter l'hypothèse nulle alors que la puissance statistique est faible peut conduire à des conclusions erronées. Cela a pour conséquence de sérieux retards dans l'accroissement de la connaissance du système ou du modèle étudié (Fairweather, 1991b).

3.2 Concevoir des protocoles expérimentaux en relation avec la puissance statistique

Incorporer les analyses de puissance statistique dans la conception des protocoles expérimentaux permet d'améliorer les programmes de suivis environnementaux et de préciser les décisions à prendre suite à la réalisation de ces suivis (Fairweather, 1991b). Ce type d'analyse permet en premier lieu de choisir parmi une gamme de différents tests statistiques les plus sensibles aux phénomènes que l'on souhaite mettre en évidence. Ensuite, les analyses de puissance *a priori* permettent de déterminer la taille de l'échantillon nécessaire à la détection d'un impact environnemental potentiel. Si cela n'a pu être le cas, les analyses de puissance *a posteriori*, réalisées lors de résultats non significatifs, permettent de déterminer si ces résultats peuvent être interprétés avec confiance ou si le test était trop faible pour examiner l'hypothèse nulle. Dans le second cas, le protocole doit être amélioré. Nous voyons bien que les protocoles expérimentaux et les programmes de suivi ne peuvent que bénéficier de tels apports.

Les analyses de puissance nécessitent de formuler de façon claire et non ambiguë les hypothèses de l'expérience. Cette démarche ne peut qu'être profitable à la conception des protocoles (Underwood, 2000). Remarquons aussi qu'afin de détecter des tendances temporelles, par exemple en terme d'augmentation des abondances de poisson dans une AMP par rapport à l'extérieur, les suivis à long terme ne sont pas uniquement préconisés dans le but de collecter des données à différentes périodes. Ils permettent de collecter une plus grande quantité de donnée, vu la dimension temporelle de l'échantillonnage, et la puissance statistique des tests réalisés sur ces suivis est par là même augmentée (Fairweather, 1991b).

4 LIMITES ET PERSPECTIVES DE L'OPTIMISATION

4.1 Le principe

L'efficacité d'un protocole expérimental pour une évaluation d'impact peut être mesurée par la probabilité de détecter un changement écologique de la variable mesurée après l'occurrence d'un événement pouvant éventuellement avoir un impact (Millard & Lettenmaier, 1986). Cette définition est également celle de la puissance statistique. Nous voyons donc bien le lien qu'il peut y avoir entre puissance et évaluation d'impact environnemental. Les analyses de puissance statistique permettent de montrer aux gestionnaires la magnitude de l'effet qui peut être détectée par un protocole donné avec une puissance suffisante ou de leur fournir la probabilité qu'un protocole d'échantillonnage a de détecter une taille d'effet donnée (Peterman, 1990). Ceci peut réellement constituer un outil d'aide à la gestion. Sans les analyses de puissance, un protocole de suivi inadéquat peut être institué et conduire à des résultats erronés si les analyses qui en sont issues ne se basent que sur le critère de l'erreur de Type I.

Il peut y avoir plusieurs façons d'optimiser un protocole expérimental de suivis. Il est possible de maximiser la puissance pour un coût donné ou de minimiser le coût pour une puissance donnée (Bernstein & Zalinski, 1983 ; Millard & Lettenmaier, 1986 ; Gerber *et al.*, 2005). Nous ne souhaitons pas intégrer ici le coût, que nous considérons directement proportionnel à l'effort d'échantillonnage, même s'il peut changer selon la méthode d'échantillonnage employée. Nous cherchons à maximiser la puissance, *i.e.* les chances de détecter un impact, pour un effort d'échantillonnage minimal et pour diverses tailles d'effet.

4.2 Les limites

Lors de la démarche que nous avons entreprise afin d'optimiser les protocoles d'échantillonnage d'évaluation d'impact, nous nous sommes heurtés à diverses difficultés.

Avoir comme postulat dans une analyse de puissance que la taille de l'effet est nulle est exclu car quand la taille de l'effet tend vers zéro, la puissance tend vers α et la probabilité d'une erreur de Type II devient très grande (Rotenberry & Wiens, 1985). Ceci n'est que peu problématique car bien que nous voulions déterminer les tailles d'échantillons requises pour diverses magnitudes d'effet, il ne nous paraît pas utile de s'intéresser cas où aucun effet n'existe. Le cas théorique le plus proche est celui où l'effet à mettre en évidence est minimale et il nécessite souvent un effort d'échantillonnage bien trop important pour être mis en œuvre.

Nous avons vu précédemment que la puissance statistique est une fonction de la taille de l'échantillon, de la probabilité de l'erreur de Type I, de la taille de l'effet et de la variance. En suivant les notations du Tableau VI-2, on peut donc écrire :

$$\text{puissance} = f(n, ES, \alpha, \sigma^2)$$

Dans le processus d'optimisation, la taille de l'échantillon est souvent la variable à déterminer, l'inconnue de l'équation. La probabilité α est fixée *a priori*. La variance de la ou des variables étudiées peut être obtenue par une étude pilote ou par des simulations (ce point sera discuté ultérieurement). Un des problèmes majeurs que nous avons rencontré réside dans l'équation du calcul de la puissance. Tout d'abord, une procédure différente pour chaque type de test conduit au calcul de la taille de l'effet. Ensuite, le calcul de la puissance elle-même est aussi spécifique au test réalisé (Zar, 1984). Pour un grand nombre de tests, cette spécificité est à prendre en compte mais n'est pas un problème. En revanche, lors de l'utilisation d'analyses de variance, cette spécificité peut grandement complexifier la démarche d'optimisation. D'autres spécificités existent quant à la nature même des facteurs, fixe ou aléatoire, car le dénominateur des statistiques F n'est pas toujours le carré moyen des résidus, mais elles sont identifiées. L'étude de modèles mixtes pose un problème dans le calcul de puissance statistique. Il existe des tables pour une grande variété de tests comme par exemple les tests t ou les statistiques F de certains modèles simples d'analyse de variance (Zar, 1984), mais pas dans le cas qui nous intéresse, celui d'un modèle complexe linéaire d'analyse de variance d'au moins trois facteurs. En effet, seul le terme d'interaction d'un modèle linéaire entre une composante temporelle et une composante spatiale permet de révéler la présence d'un impact, comme par exemple l'effet de la protection engendrée par une AMP. Supposons que ces facteurs sont l'année et la localité. Pour que le modèle soit viable et pertinent, une structure d'une strate spatiale hiérarchique inférieure à la localité doit être prise en compte, comme par exemple un facteur station qui permettrait d'étudier la variabilité intra-localité, sans laquelle les conclusions d'une telle analyse ne sont que très peu défendables. Nous disposons alors d'un modèle linéaire à trois facteurs, qui de surcroît est la plupart du temps mixte ; car souvent les sites sont choisis de façon aléatoire, alors que les localités sont fixées par l'expérience, à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve. Et il n'existe aucune formule permettant de calculer la puissance du test qui nous intéresse. Les procédures classiques basées sur le paramètre de non-centralité exigent qu'il n'y ait qu'un seul terme dans le dénominateur des tests F , *i.e.* une seule composante de variation. Même les programmes de statistiques destinés exclusivement à réaliser des analyses de puissance statistiques ne permettent pas de prendre en compte ces modèles.

Certains auteurs ont pallié à ce problème en étudiant un impact uniquement à travers la prise en compte de l'effet principal dans le modèle (Millard & Lettenmaier, 1986), ou en décomposant l'interaction en un test t en comparant entre les périodes avant et après l'impact d'une nouvelle variable constituée par les différences des valeurs initiales entre la zone impactée et la zone de contrôle (Bernstein & Zalinski, 1983 ; Schroeter *et al.*, 1993). Aucune de ces deux méthodes ne nous semble satisfaisante. La première est clairement inadaptée car elle ne permet de modéliser que les différences entre la zone impactée et la zone de contrôle, sans prendre en compte les facteurs temporels ou même d'autres facteurs spatiaux. Il est donc impossible de faire la part entre la variabilité naturelle intrinsèque du système et celle due à l'impact, comme préconisé dans les procédures BACI (Green, 1979 ; Underwood, 1991, 1992, 1994 ; Wiens & Parker, 1995). La seconde méthode ne permet pas de prendre en compte la variabilité due aux différents niveaux du facteur sur lesquels est calculée la différence, pourtant initialement incluse dans le modèle précisément à travers l'interaction. Une méthode intermédiaire consiste à quantifier cette variabilité comme l'écart-type (Osenberg *et al.*, 1994). Lorsque les calculs de puissance sont impossibles du fait de modèles d'analyse de variance trop complexes, la puissance peut être conjecturée à partir de la magnitude entre les degrés de liberté du numérateur et du dénominateur pour chaque ratio des statistiques F (Fairweather, 1991b). Aussi, la puissance de ces tests peut être augmentée par des procédures de pooling des termes non significatifs (Underwood, 1981, 1997). Cette procédure peut également permettre d'éliminer des composantes de variance du dénominateur des statistiques F afin de n'avoir plus qu'un terme et de calculer la puissance grâce au paramètre de non-centralité. Cependant, ce type d'analyse de puissance nous semble avoir deux défauts majeurs. En premier lieu, réaliser des procédures de pooling consiste à éliminer du modèle linéaire d'analyse de variance les termes ou interactions dont les effets ne se sont pas révélés significatifs, *i.e.* qui n'ont pas permis de rejeter l'hypothèse nulle. Or, afin de déterminer s'il n'y a réellement pas d'effet ou si l'effet n'a pu être détecté, une analyse de puissance est nécessaire. Réaliser du pooling afin de calculer la puissance statistique alors qu'elle est nécessaire pour réaliser du pooling ne nous paraît pas souhaitable. Ensuite, calculer la puissance à travers la magnitude des degrés de libertés nous semble limitée pour plusieurs raisons. Premièrement cette mesure n'est que semi-quantitative et n'informe pas réellement de la probabilité β de réaliser une erreur de Type II. Enfin, si le nombre de degrés de libertés a une influence sur la puissance statistique (*i.e.* plus il est élevé plus la puissance est importante), il n'est pas le seul facteur ayant une influence. Deux protocoles expérimentaux identiques, *i.e.* avec le même nombre de degrés de liberté, mais dans des situations différentes (*e.g.* où la variabilité du système n'est pas identique), n'ont pas la même puissance statistique.

Dans les cas où il est possible de calculer *a priori* la puissance statistique, il faut aussi remarquer que chaque test F d'une analyse de variance, qu'il s'agisse des effets principaux ou des interactions, a sa propre puissance statistique. Lors d'une optimisation du nombre d'échantillons, il faut donc choisir entre le nombre minimum requis pour obtenir la puissance souhaitée à un test particulier ou majorer cette quantité en prenant le nombre minimum requis d'échantillons le plus élevé parmi l'ensemble des tests de tous les termes du modèle. Ce choix n'est pas immédiat et une autre difficulté se présente alors à nous à ce stade. Lors du calcul *a priori* de la puissance statistique pour l'optimisation des protocoles expérimentaux, la variabilité au sein de chaque terme testé est requise. Une étude pilote permet d'obtenir une estimation de ces variances. Mais ce ne sont que des estimations, qui elles aussi sont affectées par divers paramètres tel que l'effort d'échantillonnage. Afin de disposer d'une estimation suffisamment robuste, il faudrait fournir un effort d'échantillonnage important. C'est ici que le rééchantillonnage par Bootstrap ou les procédures de Monte Carlo peuvent jouer un rôle important dans les calculs de puissance statistique.

Dans un papier récent, Benedetti-Cecchi (2001) a développé une méthode basée sur des procédures de Monte Carlo pour déterminer la puissance statistique de tests complexes adaptés aux évaluations d'impact à travers des analyses de variance. Il fut suivi par Underwood & Chapman (2003), mais cette fois-ci les données ne furent pas simulées à partir de jeux de données existants mais de manière théorique. Ces approches permettent de palier aux différents problèmes énumérés précédemment. Une même procédure avait déjà été proposée auparavant par Peterman (1990). Elle fut même déjà entreprise par Thomas & Juanes (1996), pourtant ignorés des précédents auteurs. Peterman (1990) préconisait en effet d'utiliser des simulations de Monte Carlo dans les cas où la formule analytique pour calculer la puissance statistique n'avait pas été déterminée afin de générer des tables de puissance. La démarche consiste à répéter par simulations, par exemple à partir d'une étude pilote, un protocole d'échantillonnage incluant une variabilité aléatoire, à réaliser les tests statistiques désirés et à évaluer la puissance à travers la proportion des cas où l'hypothèse nulle est correctement rejetée. Les procédures de Monte Carlo consistent à simuler une distribution théorique par un grand nombre d'échantillons aléatoires. Ces procédures sont particulièrement intéressantes car elles permettent de la même façon d'estimer la taille des échantillons nécessaire pour accomplir une puissance donnée ou la taille des effets détectables. Il faut ici entendre le terme d'effet détectable au sens de Peterman (1990). Un effet est détectable avec un protocole expérimental donné s'il conduit à rejeter l'hypothèse nulle, si elle est fautive, avec une probabilité égale ou supérieure à la puissance statistique désirée. Deux conclusions de chacune de ces études nous intéressent tout particulièrement.

Cette démarche permet en premier lieu à Benedetti-Cecchi (2001) de démontrer le rôle fondamental de la prise en compte de la variabilité naturelle dans les évaluations d'impact, qu'elle soit spatiale ou temporelle. Même lorsqu'aucun impact ne fut simulé dans les données, la variabilité du système engendra à plusieurs reprises une structure dans les données suggérant la présence d'un impact. Ceci révèle la nécessité de disposer d'un grand nombre de stations échantillonnées afin de couvrir au mieux la variabilité spatiale de la variable étudiée. Ensuite, il démontra que les variabilités temporelle et spatiale affectèrent de manière importante les chances de l'analyse de détecter un impact existant. La conséquence est donc qu'il est important de disposer d'informations préliminaires sur les échelles spatiales et temporelles des variances des populations étudiées.

Underwood & Chapman (2003) montrèrent que dans le cas de perturbations à court terme ("pulse impact") consécutives à un impact environnemental (*e.g.* déversement de sable dans la mer créant un apport sédimentaire anormalement élevé), la puissance des tests (*i.e.* leur capacité à détecter l'effet) est aussi bien favorisée par une augmentation du nombre de réplicats, de jours ou de périodes d'échantillonnage. Cependant, afin de conserver l'indépendance des données, il est préférable d'augmenter les périodes plutôt que le nombre de journées ou de réplicats. Dans le cas d'effets persistants ("press impact"), comme il est par exemple attendu que soient les effets causés par l'établissement d'une AMP sur les assemblages de poissons, et contrairement aux idées reçues, la puissance des tests n'est pas augmentée par un accroissement du nombre de réplicats, de journées ou de périodes d'échantillonnage ; mais uniquement par une augmentation du nombre de localités de contrôle et accessoirement de localités impactées, si possible. Cette recommandation des auteurs est très intéressante mais est à prendre cependant avec précaution. Prenons l'exemple des AMP. Les localités impactées constituent les localités dans la réserve et les localités de contrôle représentent les localités à l'extérieur. Dans leur étude (Underwood & Chapman, 2003), où les données sont simulées, les localités sont toutes virtuellement échantillonnées au même moment. Or, dans la pratique échantillonner simultanément un grand nombre de localités est difficile, voire impossible. Admettons que seuls deux transects soient réalisés par localité (nous avons vu avec les auteurs qu'il n'est pas nécessaire d'échantillonner un grand nombre de réplicats). Nous échantillonnons dix localités à l'extérieur de la réserve afin de disposer d'une forte puissance statistique nous permettant d'avoir une probabilité suffisante de détecter l'effet potentiel de l'AMP en terme d'augmentation d'abondance d'une espèce donnée. Ces localités sont suffisamment espacées pour n'être pas considérées comme des pseudoréplicats. Supposons que la réserve est petite et que seules deux localités y sont établies. A raison de deux transects par localité, il faut donc échantillonner 24 transects au même moment, de manière

instantanée. Ceci ne peut être raisonnablement entrepris et nous décalons donc dans le temps l'échantillonnage. Et c'est là que nous nous écartons de la théorie : nous avons introduit un décalage temporel entre les différents réplicats, donc de la variabilité temporelle. Pour éviter un biais dans l'analyse, il faut donc prendre en compte cette variabilité temporelle et il est alors nécessaire d'introduire un facteur temporel dans le protocole expérimental. Sans changer totalement la portée des résultats de Underwood & Chapman (2003), cela montre que les procédures d'optimisations sont plus complexes qu'il n'y paraît. Une dernière remarque est à faire ici. La démarche entreprise par ces auteurs (Underwood & Chapman, 2003) fut de tester l'hypothèse qu'un impact cause un effet sur une variable mesurée (dans leur cas simulée) ; elle peut être mise en place pour répondre à une demande précise, ponctuelle. En aucun cas il ne faut se servir de leurs conclusions limitant l'effet de la dimension temporelle de l'évaluation pour s'affranchir de la nécessité de réaliser des suivis à long terme, qui seuls peuvent renseigner sur l'évolution du système étudié.

La dernière étape à considérer est liée à la méthode employée pour réaliser les tests d'hypothèse et à la nature des données. Elle peut se décomposer en deux points distincts. Reprenons l'exemple des AMP et plaçons nous dans le cas particulier des résultats obtenus dans la partie B du Chapitre V de ce présent travail (Claudet *et al.*, soumis). Nous avons pu montrer l'intérêt de travailler sur l'ensemble du peuplement pour étudier l'effet des AMP. En particulier parce que cela répond mieux aux objectifs de gestion qui ne se rapportent pas la plupart du temps à une espèce en particulier. Ceci nécessite de prendre en compte l'ensemble des espèces. Réaliser des protocoles d'échantillonnage pour chacune d'elles n'est bien sûr pas souhaitable. En revanche il serait possible de réaliser une collecte de données et de réaliser des tests sur chacune d'entre elles, comme cela peut souvent être le cas. Cela impliquerait de conduire une optimisation des protocoles par rééchantillonnage à partir d'une étude pilote (Peterman, 1990 ; Thomas & Juanes, 1996 ; Benedetti-Cecchi, 2001), pour chacune des espèces. Il est possible, pour chaque espèce, de prendre les conventions de taille d'effet de Cohen (1977) de petit, moyen et grand. Il est cependant préférable de préciser de manière quantitative des tailles d'effets attendus et de pouvoir alors proposer des protocoles d'échantillonnage pour chaque magnitude d'effet escomptée. L'espèce pour laquelle serait requis le plus fort effort d'échantillonnage pour accomplir une puissance souhaitée servirait de base au protocole et l'allocation des ressources entre les différents facteurs du protocole serait réalisée en fonction de cette espèce ; si ces allocations ne sont pas incompatibles entre les espèces. Cette procédure, longue et périlleuse (pour que les estimations de puissance soient fiables, un grand nombre de simulations par espèce

est nécessaire) est envisageable mais nous l'avons écartée, ne souhaitant pas optimiser les protocoles uniquement pour des diagnostics monospécifiques.

Une autre approche consiste à travailler sur l'ensemble du peuplement simultanément, en multivarié. Or nous avons vu qu'il est difficile de réaliser sur des comptages de poissons en plongée sous-marine des analyses de variance multivariée (MANOVA) classiques et l'utilisation des PERMANOVA (Anderson, 2001a) est donc souhaitable, voire nécessaire. L'utilisation de cette technique d'analyse, même en univarié sur les abondances respectives de différentes espèces d'un peuplement est également souhaitable. Nous avons en effet observé au cours de nos travaux que les PERMANOVA conduites en univarié sont plus puissantes que les ANOVA classiques, utilisant les tables pour déterminer la statistique F . Il nous fut par exemple impossible de rejeter l'hypothèse nulle que la protection n'a pas d'effet sur l'abondance d'une espèce donnée au seuil 0,05 avec une ANOVA, alors que ce fut possible avec l'utilisation des PERMANOVA sur les mêmes données. Différents tests sont possibles si l'on souhaite travailler sur différents regroupements de poissons. La difficulté rencontrée ici, contrairement aux précédentes qui étaient d'ordre conceptuelle, est d'ordre technique. Les PERMANOVA sont des analyses complexes nécessitant une procédure de permutations. Le programme permettant de les réaliser est écrit en Fortran mais nous n'avons pas accès au code du programme. Conduire les analyses manuellement, sur chaque jeu de données simulé est bien sûr inenvisageable car il est préférable de réaliser un minimum de 1000 simulations afin d'estimer correctement la variance (Efron, 1982). La solution serait de les reprogrammer dans un logiciel de statistiques et d'être en mesure de conduire une analyse sur chaque jeu de données simulé, puis d'estimer la proportion de cas où l'effet a bien été détecté. De plus, les analyses nécessaires sont asymétriques, car le nombre de localités de contrôle doit être supérieur au nombre de localités impactées, s'il n'existe pas de données avant l'impact (Glasby, 1997). Il faut alors pondérer les contrastes des termes du modèle en fonction du nombre de combinaisons des différents niveaux des facteurs. Les termes du modèle ne sont alors plus indépendants les uns des autres et chacun d'entre eux nécessite la prise en compte des autres facteurs comme covariables lors de la réalisation des tests F ; ce qui ralentit de manière considérable la réalisation des analyses de variance par permutations. A titre d'exemple, la réalisation d'un test asymétrique par PERMANOVA avec 4999 permutations avec deux facteurs comme covariables et 300 échantillons peut prendre plusieurs heures selon le type de processeur et les ressources disponibles de l'ordinateur utilisé. Pour calculer la puissance, il faudrait effectuer 1000 réalisations de ces tests.

4.3 Les perspectives

Il serait souhaitable de pouvoir investir des ressources dans une telle procédure. L'ensemble des champs scientifiques conduisant des tests d'hypothèse à partir de données échantillonnées en milieu naturel ne pourra qu'en bénéficier et les protocoles de suivis pourront être optimisés. Une fois cette procédure développée, il serait également possible de tester la sensibilité de différents indicateurs candidats d'un effet donné afin de déterminer ceux qui sont les plus aptes à révéler l'existence de cet effet. Cela permettrait d'optimiser le nombre et la pertinence des variables mesurées lors de certains types de suivis. Il en est de même pour les méthodes d'analyses statistiques qui pourraient être sélectionnées en fonction de leur capacité à détecter un effet à partir d'un indicateur souhaité. La puissance des méthodes d'analyse à détecter un effet souhaité et la justesse des indicateurs pourraient également être testées après l'introduction de biais dans les données, pour simuler par exemple d'éventuelles erreurs d'échantillonnage ou d'observation *in situ*. Cependant il est toujours nécessaire de disposer d'un facteur temporel ; d'une part, pour analyser l'existence d'un effet à travers la significativité de son interaction avec un facteur spatial, représentant les zones impactées et les zones de contrôle et d'autre part, pour modéliser la variabilité temporelle du système d'étude.

Quant à l'étude des AMP, comme de tous types d'effet où les conséquences de l'impact sont attendus sur du long terme, seule une augmentation du nombre de localités échantillonnées (*i.e.* les localités impactées et de contrôle) permet d'accroître la puissance des tests et donc la capacité de l'expérimentateur à effectivement détecter un effet qui existe (Underwood & Chapman, 2003). L'augmentation du nombre de réplicats, de journées ou de période d'échantillonnage n'a pas d'effet sur la puissance des tests, à l'inverse des effets ayant un impact à court terme sur l'écosystème.

S'il est constaté *a posteriori* que des études manquent de puissance pour démontrer de manière significative l'existence d'un effet, la construction d'un test agrégé de l'hypothèse nulle à travers une méta-analyse permet de rendre ce test plus puissant (Osenberg *et al.*, 1994). Ces tests agrégés sont plus instructifs si chacune des précédentes analyses ne présentait pas une puissance statistique suffisante. Mais comme nous avons pu le constater dans la partie A du Chapitre V précédent à partir de la méta-analyse sur la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls, se pose alors le problème du choix de la métrique à modéliser et surtout, lors de données issues de comptages visuels en plongée sous-marine, celui des différences induites par les différents observateurs.

Une nouvelle approche d'évaluation d'impacts environnementaux a été proposée par Stewart-Oaten & Bence (2001) et ce non sans un grand nombre de détracteurs parmi les

défenseurs des statistiques inférentielles. Elle remet en effet en cause toutes les théories basées sur les tests d'hypothèses développées jusqu'ici pour les études d'impact. Elle consiste à ne plus se focaliser sur le rejet de l'hypothèse nulle qu'il n'y a pas d'impact pour pouvoir affirmer de manière statistiquement significative qu'il y en a bien un, mais à se concentrer uniquement sur la taille de l'effet (*i.e.* la magnitude des différences) entre la zone potentiellement impactée et une ou plusieurs zones de contrôle. A cette taille d'effet est associée une mesure d'incertitude. Les fondations de cette théorie sont donc fondamentalement différentes de celles basées sur les tests d'hypothèses avec leurs probabilités d'erreurs associées. Ce concept est attrayant car il se focalise sur des différences non plus significatives d'un point de vue statistique, mais importantes d'un point de vue biologique. Cependant elle nécessite des données à long terme afin d'estimer au mieux la variabilité du système étudié et de réduire la mesure d'incertitude associée à la taille de l'effet estimée, exigence rarement rencontrée en écologie marine.

VII. DISCUSSION GÉNÉRALE

1 SYNTHÈSE DES ÉVALUATIONS DES CAS D'ÉTUDE

Nous avons identifié les effets écologiques des Aires Marines Protégées (AMP) sur les peuplements de poissons lorsqu'il fut possible de mettre en évidence des différences significatives évoluant au cours du temps, en termes d'abondance, de densité, de richesse, de diversité, ou de structure des assemblages, entre des zones protégées et non protégées. Selon différents critères de regroupement, écologiques ou halieutiques, nous avons pu mettre en évidence une réponse simultanée de certains de ces groupes de poissons à la mise en protection. Dans la réserve du Cap Couronne, par exemple, tous les groupes de poissons considérés ont montré des différences significatives entre les sites protégés ou non, au cours du temps. Ces différences se sont traduites par des augmentations d'abondances moyennes à l'intérieur de la zone protégée. Seul le groupe des espèces non pêchées n'a pas présenté de différences significatives. Il a été possible de montrer une diminution d'abondance de certaines espèces dans la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls, concernant essentiellement des espèces non exploitées étant la proie de nombreux prédateurs.

La réponse des assemblages de poissons est graduelle dans le temps (Claudet *et al.*, 2004a ; Claudet *et al.*, soumis). Au sein d'une même espèce, l'effet de la réserve se fait ressentir d'autant plus sur les grands individus qui subissent la pression de pêche la plus forte ; un arrêt des prélèvements par la fonction de refuge exercée par la réserve leur profite donc plus rapidement. Comme résultats similaires, nous pouvons citer la très rapide augmentation du Sparidae *Pagrus auratus* dans la réserve de Poor Knights, en Nouvelle-Zélande, qui fut d'autant plus rapide que furent considérés les gros individus (Denny *et al.*, 2004). Les différences de rapidité dans la réponse à la protection pour une même espèce entre différentes zones sont à mettre en relation avec la pression de pêche avant la mise en réserve. Les densités ou abondances par groupes de taille n'ont que rarement été utilisées dans la littérature pour évaluer des effets de la protection mais elles se sont révélées très efficaces (Chapitre IV-A ; Pelletier *et al.*, 2005). Au cours des premières années de protection, les individus appartenant à de petites classes de taille, même si ces espèces sont exploitées, ne tirent aucun bénéfice de la réserve, probablement car ces classes de taille ne sont pas prélevées. De manière plus surprenante, les grosses espèces, dont les tailles moyennes sont supérieures à 30 cm, ne bénéficient pas non plus immédiatement de la réserve en terme d'augmentation d'abondance. Ceci pourrait être lié à leur cycle de vie plus long (*e.g.* première année de maturité sexuelle tardive) (Weatherley & Gill, 1987). L'effet graduel de la protection en fonction des classes de taille, lié à un effet temporel, peut aussi être perçu à travers l'étude de paramètres descripteurs du peuplement (*i.e.* abondance totale, richesse spécifique et diversité). Rapidement après la mise en réserve (*e.g.* trois ans dans le cas de la réserve du Cap

Couronne), ces derniers ne présentent des valeurs significativement supérieures dans les sites protégés comparées aux sites exploitées que lorsqu'ils sont calculés à partir des individus de grande classe de taille. Aucun effet ne se fait ressentir si tôt sur ces métriques si leur calcul comprend toutes les classes de taille du peuplement. En revanche, après six ans de protection, elles deviennent significativement supérieures à l'intérieur de la réserve, les classes de taille inférieures subissant à leur tour un effet de la réserve. Ainsi, nous pouvons affirmer, contrairement à Alcalá (1988) et Harmelin *et al.* (1995) que la richesse spécifique de l'assemblage dans sa globalité peut être un indicateur assez sensible de la mise en protection ; la seule contrainte étant que les habitats soient comparables afin d'éviter les biais dus à des préférences d'habitats (Jeanneret *et al.*, 2003). La richesse totale n'avait jusqu'ici pas été efficace à montrer une restauration de la structure des assemblages (Chapitre IV-A ; Pelletier *et al.*, 2005). Les évaluations des AMP ont souvent considéré de manière prioritaire les espèces cibles de la pêche (Bell, 1983 ; Polunin & Roberts, 1993), nous avons cependant montré qu'elles ne sont pas les seules à subir un effet de la protection et donc peuvent potentiellement être perçues comme indicatrices de l'effet des AMP.

La réponse ne se fait pas uniquement graduellement en fonction des classes de tailles considérées ou des regroupements d'espèces réalisés ; elle augmente en intensité au cours du temps. Par exemple, après six années de protection par la réserve du Cap Couronne, les différences observées entre la zone protégée et l'extérieur sur les métriques étudiées, en multivarié comme en univarié, sont plus importantes en intensité que la réponse de celles observées uniquement après trois années de protection. Les différences entre sites protégés et non protégés augmentent donc avec le temps. Elles sont par contre toujours d'autant plus importantes que l'on considère les gros individus. Il ne nous a pas été possible à partir des données dont nous disposons de déterminer l'existence d'un seuil ou d'un équilibre à partir duquel ces différences cessent de croître. Cet équilibre dépend en partie de la pression de pêche et de la croissance de chaque espèce.

De nombreuses espèces indicatrices ont pu être identifiées. Que ce soit dans le cas de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls ou dans celle du Cap Couronne, nous avons pu déterminer des espèces indicatrices parmi quasiment toutes les familles identifiées. Il est intéressant de noter qu'elles ne sont pas systématiquement les mêmes d'un site à l'autre. Cependant, trois espèces exploitées sont indicatrices des observations effectuées dans les secteurs protégés, quelque soit le cas d'étude considéré ; ce sont le Mullidae *Mullus surmuletus*, le Sparidae *Sarpa salpa* et le Labridae *Labrus merula*.

Nous avons également observé le rôle structurant de nombreux paramètres environnementaux (*e.g.* la saison, la profondeur ou la complexité de l'habitat) sur les assemblages de poissons. Les effets structurant de l'habitat sur les assemblages de poissons ont clairement été mis en évidence aussi bien dans le cas de Banyuls que de la Côte Bleue. Avant la mise en place de la réserve du Cap Couronne, le groupe des espèces les plus sédentaires présentait des structures d'assemblage significativement différentes entre les sites qui allaient être protégés et ceux extérieurs à la réserve. Nous avons imputé ces différences à des préférences d'habitat, bien que la nature des variables environnementales dont nous disposons ne nous ait pas permis de vérifier cette hypothèse. Les variables environnementales considérées ici furent la profondeur moyenne, la rugosité selon différentes classes et le recouvrement en Posidonies. Dans la région de Banyuls, la disponibilité d'un SIG référençant la nature des fonds et la bathymétrie fut d'un grand intérêt. Les variables extraites du SIG nous ont permis de mettre en évidence un effet de la réserve en fonction de conditions sur certaines variables environnementales. La profondeur est un facteur très structurant des assemblages de poissons ; les plus fortes différences entre les assemblages ayant lieu entre les profondeurs supérieures et inférieures à 10 m dans la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls et de l'ordre de 20 m dans celle du Cap Couronne. Dans les deux cas, un fait remarquable est que les assemblages de poissons sont plus sensibles à la protection dans les faibles profondeurs. Une raison probable à l'explication de ce phénomène est que les couches les moins profondes sont les zones où les poissons subissent les plus fortes pressions de pêche, que ce soit par la pêche professionnelle ou de plaisance. Aux profondeurs les plus élevées, les poissons sont moins accessibles et les assemblages sont essentiellement structurés par les paramètres d'habitat, en particulier sa complexité. La saison est le facteur environnemental prépondérant, qui a l'effet le plus important sur les assemblages de poissons. Cette différence des assemblages de poissons entre les saisons est un phénomène naturel. Mais il nous a été également possible de mettre en évidence l'influence anthropique exercée à Banyuls au sein de la zone multi-usages durant l'été, rendant la structure des assemblages de poissons de la réserve partielle après la période estivale plus semblable à celle des assemblages à l'extérieur de l'AMP qu'à ceux de la réserve intégrale.

Micheli *et al.* (2004), grâce à une récente méta-analyse de données publiées, ont levé un certain nombre de questions importantes auxquelles les études sur les réserves marines n'apportaient pas encore d'information suffisante, telles que le temps de réponse des variables biologiques à la protection, la persistance de cette réponse, ou encore la variation des réponses à la protection en fonction des espèces ou des assemblages considérés. Il est intéressant de remarquer que notre travail a permis d'y répondre en partie.

2 LES PROTOCOLES DE SUIVIS

L'évaluation des effets des AMP ou des Récifs Artificiels (RA) sur les assemblages de poissons sont difficiles à mettre en évidence si les études ne sont pas planifiées et conçues de manière appropriée. Les analyses utilisées et leurs résultats dépendent directement des protocoles de suivi. La fonction générale d'un programme de suivi est de fournir des données pouvant être utilisées pour la gestion (Kremen, 1992). Les considérations développées ici sur les protocoles de suivi sont aussi bien valables pour les AMP que pour les RA.

La comparaison des analyses réalisées sur la Réserve Naturelle Marine de Cerbère Banyuls à celles entreprises sur la réserve du Cap Couronne du Parc Marin de la Côte Bleue nous montre bien les possibilités potentielles d'étude et d'évaluation selon le type de protocole de suivi. Ces possibilités ne sont en rien spécifiques aux AMP. Le premier cas concerne des études ponctuelles dans le cadre de DEA, thèses ou de rapports, le second représente un suivi global dont le développement dans le temps était prévu dès sa mise en place initiale par les gestionnaires eux-mêmes. Il ne s'agit bien sûr pas ici de critiquer le contenu des différentes études ponctuelles entreprises dans la région de Banyuls mais plutôt leur possible utilisation et utilité dans le cadre d'une gestion de la réserve ou de son évaluation. Nous avons vu à quel point il fut difficile de tirer des conclusions générales quant à l'efficacité de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls sur la protection de certaines espèces cibles de poissons à partir de la méta-analyse effectuée sur différents jeux de données existants. Il est préférable que les différentes études entreprises présentent la même méthodologie et soient conçues avec les mêmes objectifs. De plus, une étude ponctuelle, aussi bien adaptée soit-elle à sa problématique scientifique, ne peut constituer un support pour une évaluation si elle n'est pas développée dans le temps. Elle peut cependant fournir des données de base nécessaires à une bonne formulation des hypothèses si aucune série à long terme n'est disponible (Edgar *et al.*, 2004b) ainsi que servir à la planification de la gestion (*e.g.* les radiales d'obstacles artificiels dans le Parc Marin de la Côte Bleue ont été positionnées en fonction des informations disponibles sur les chalutages dans la bande des trois milles). Les suivis, afin de remplir pleinement leur fonction, doivent être réalisés sur du long terme. Nous en avons développé au cours de nos travaux plusieurs justifications.

En premier lieu, l'évaluation de l'impact d'une mesure de gestion nécessite un facteur temps pour distinguer les variations du système dues aux mesures de gestion de celles liés à des processus naturels inhérents au système. Idéalement, des observations avant et après la mise en place de telles mesures doivent être disponibles. Si ce ne peut être le cas, un grand nombre d'observations et de nombreux sites de contrôle doivent être échantillonnés *a posteriori*. Cette

démarche, constituée de la réunion de plusieurs suivis dans le temps, constitue une évaluation ponctuelle.

En second lieu, dans une perspective de gestion, le but recherché n'est généralement pas une évaluation ponctuelle de la mesure mise en place, mais la possibilité de suivre l'évolution du système ; idéalement afin d'y adapter la gestion. Suivre l'évolution du système permet, d'une part, d'évaluer si les objectifs de gestion sont atteints, en passe de l'être ou simplement s'ils sont réalisables et, d'autre part, permet d'observer si le système s'écarte anormalement des objectifs initiaux ou présente une évolution non prédite. Si les objectifs de gestion changent au cours du temps, disposer de séries écologiques à long terme est un atout afin d'analyser s'ils sont compatibles avec l'évolution du système. Il est par ailleurs plus facile d'adapter des évaluations à de nouveaux objectifs à partir de telles séries écologiques.

Enfin, il existe une dernière raison à la nécessité de disposer de suivis à long terme pouvant être reliée aux deux précédentes. Si un temps suffisant s'est écoulé et que les conditions requises sont présentes pour permettre un équilibre des assemblages de poissons, que ce soit en terme de colonisation de RA ou de stabilisation de différences entre des zones protégées et non protégées, il est important de disposer de suivis antérieurs à cet équilibre car l'évaluation est rendue bien plus difficile lors de l'existence d'un tel phénomène. Si le système n'évolue plus, attribuer des différences stables à une mesure de gestion plutôt qu'à une structure inhérente au système étudié est une tâche ardue, même en disposant d'une longue série après la mise en place de cet équilibre.

Afin de s'affranchir au mieux de la structuration naturelle intrinsèque du système étudié pour observer celle due à la mesure de gestion, il est important de prendre en compte les relations entre les espèces observées et leur environnement. L'habitat a en effet une part importante dans la structuration des assemblages de poissons et celle-ci doit être prise en compte dans toute mesure de gestion spatialisée. De nombreuses méthodologies différentes existent pour déterminer des variables d'habitat (Charbonnel *et al.*, 2002 ; Clua, 2004 ; García-Charton *et al.*, 2004 ; Ferraris *et al.*, 2005). Elles demandent une bonne expérience du milieu et une qualification appropriée. Le développement d'un SIG requiert un effort encore plus poussé et des ressources plus importantes, mais une fois établi, il permet un gain de temps et d'expérience non négligeable quant à l'identification de variables d'habitat. Les possibilités sont ensuite multiples. Par exemple, il permet d'extraire à l'échelle spatiale choisie les données d'habitat requises afin de modéliser au mieux les variations spatiales des peuplements. Cet outil peut également être profitable dans la phase d'élaboration du protocole afin de déterminer au mieux les zones à échantillonner. Nous déplorons cependant que dans la grande majorité des cas les coordonnées des transects réalisés

lors d'études ponctuelles ne soient pas enregistrées. Même s'ils sont positionnés au hasard, il est important de disposer de ces coordonnées et de les conserver pour d'éventuelles utilisations ultérieures. Sans elles, il est difficile de mettre les espèces échantillonnées en relation avec des données d'habitat extraites d'un SIG.

Les protocoles expérimentaux doivent être multifactoriels et ce sont les objectifs des mesures de gestion qui dictent avant tout les échelles spatiales et temporelles des protocoles d'étude. Sans un plan précis de gestion, les objectifs des programmes de suivi et donc les protocoles ne peuvent être conçus de manière satisfaisante. Le choix des échelles spatiales constitue un problème clef dans l'évaluation d'impact de mesures de gestions spatialisées (Hewitt *et al.*, 2001 ; Bishop *et al.*, 2002). Les échelles de temps et d'espace des protocoles doivent aussi être mises en relation directe avec les espèces ou les peuplements que l'on souhaite échantillonner. Les réactions de certaines espèces à une mesure de gestion peuvent différer dans le temps ou dans l'espace. Si le choix des échelles spatiale et temporelle de l'échantillonnage n'est pas fait en relation avec les connaissances écologiques et biologiques des peuplements, un effet existant peut passer inaperçu et ainsi conduire à des conclusions erronées quant à l'efficacité des mesures de gestion évaluées.

Il est important de mesurer ou d'estimer la taille des poissons échantillonnés car nous avons vu par exemple que la réponse à la protection était graduée selon la taille des individus d'une même espèce. Des informations sur la biologie, la reproduction et le recrutement des espèces sont également requises. En effet, si de nombreux reproducteurs sont présents au sein d'une réserve ou aux alentours de structures artificielles, il est important de savoir si le recrutement se fait dans le même lieu ou dans des zones plus éloignées, sinon il serait vain dans les objectifs de gestion d'espérer protéger ou concentrer les juvéniles des reproducteurs présents.

Les méthodes d'échantillonnage par comptages visuels en plongée sous-marine sont particulièrement adaptées à la collecte de données dans les AMP, car elles constituent des techniques de comptages non destructrices. Elles sont aussi efficaces dans l'identification des espèces colonisant les RA, car elles permettent d'évaluer les espèces présentes dans les zones complexes de l'architecture récifale. Cependant, il faut toujours pouvoir justifier une méthode de collecte de données en relation avec l'objectif de gestion à évaluer. Les protocoles d'échantillonnage doivent être adaptés à l'extraction ou à la construction des indices souhaités pour construire les critères d'évaluation. Par exemple, si l'objectif visé d'une AMP ou d'un RA est l'augmentation des stocks de pêche, des comptages visuels permettent d'identifier la présence et l'abondance des espèces exploitées, mais non leur accessibilité. Ainsi, l'étude des prises par pêches commerciales ou la réalisation de pêches expérimentales sont des techniques mieux

adaptées à l'évaluation d'un tel objectif. D'autres techniques d'échantillonnage peuvent également être appliquées, comme l'hydroacoustique ou les comptages par vidéo sous-marine (Harvey *et al.*, 2001 ; Harvey *et al.*, 2004 ; Tessier *et al.*, 2005). Quelle que soit la méthode utilisée, il faut toujours s'assurer au préalable qu'elle n'induit pas d'effet sur la variabilité spatiale par l'introduction d'éventuels biais (*e.g.* les poissons peuvent être moins craintifs des plongeurs dans une AMP et donc surestimés).

3 LES MÉTHODES D'ÉVALUATION

Lors du processus d'évaluation, nous voulions essentiellement tester l'hypothèse multivariée que les mesures de gestion évaluées affectent les assemblages de poisson de manière simultanée, dans leur globalité. Or, les données à partir desquelles nous avons travaillé ont été échantillonnées par comptages visuels en plongée sous-marine. Cette technique présente l'inconvénient de fournir le plus souvent des données dont la distribution comporte des biais, contenant de nombreux zéros et où un certain nombre d'espèces apparaissent de manière sporadique par groupes d'individus de plusieurs centaines. Ces caractéristiques rendent impossible d'étudier ces données par analyse de variance multivariée classique (MANOVA), car celle-ci requiert la multinormalité des données et que la distance implicite utilisée est la distance euclidienne, inapte à prendre en compte les doubles zéros (doubles absences) et à traiter un ensemble de variables dont les échelles ne sont pas les mêmes. Pourtant les analyses de variance, dans leur mode de traitement des facteurs expérimentaux, sont adaptées à mettre en évidence des impacts environnementaux. En effet les procédures beyond BACI (Before After Control Impact) (Underwood, 1991) et leurs extensions (Glasby, 1997) où seules des données après l'impact à évaluer sont disponibles (ACI), mais avec de nombreux sites de contrôle, permettent de séparer les effets dus à l'intervention humaine de la variabilité naturelle spatiale et temporelle.

Nous avons alors testé l'aptitude de différents types d'analyses multivariées à mettre en évidence un effet de l'intervention humaine (*e.g.* mise en protection) sur les assemblages de poissons. Au préalable, diverses transformations sur les données ont été accomplies. Selon les analyses, nous avons successivement ou conjointement travaillé sur les espèces communes avec élimination des espèces rares par la procédure RACOM (Manté *et al.*, 2003), sur les présences/absences lissées obtenues par la même procédure, sur les données en coordonnées d'Hellinger, sur les données log-transformées, sur des regroupements d'espèces en fonction de critères taxinomiques, trophiques, comportementaux, écologiques, de catégories spatiales (Harmelin, 1987), ou halieutiques. Les techniques d'analyses multivariées appliquées appartiennent aussi bien aux catégories d'ordination, de classification ou de tests d'hypothèse. Les méthodes d'ordination classiques telles que les Analyses en Composantes Principales (ACP) n'ont pas permis de distinguer clairement les effets dus à la protection de ceux dus à d'autres facteurs naturels. La réalisation de classifications hiérarchiques aboutit aux mêmes conclusions. Les Analyses Factorielles Multiples (AFM) et les Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) ne nous ont pas permis d'identifier une structuration particulière due à l'influence des mesures de gestion évaluées. Les méthodes multi-tableaux comme la Structuration des Tableaux A Trois Indices de la Statistique (STATIS) n'ont révélé que des différences intersaisonniers dans les

assemblages. Les techniques d'analyse discriminante telles que les Analyses Canoniques des Correspondances (ACC) n'ont pu séparer aucune des observations en fonctions du statut de la protection. Toutes ces techniques d'analyse multivariée se sont donc révélées peu appropriées à l'évaluation de mesures de gestion spatialisées comme peuvent l'être les AMP.

L'utilisation d'une technique récente non paramétrique d'analyse de variance multivariée par permutation, PERMANOVA (Anderson, 2001a), nous a permis de traiter les données issues de comptages visuels en plongée sous-marines avec leur distribution biaisée et les nombreux zéros. Les techniques d'analyse de variance sont les techniques les mieux adaptées aux études d'impacts environnementaux. Cette technique n'avait, à notre connaissance, pas encore été utilisée pour l'étude des AMP ou des RA lors de sa première utilisation dans le cadre de notre travail (Claudet *et al.*, 2004a). L'avantage de cette technique, outre le fait qu'elle ne nécessite pas de postulats de départ quant à la distribution des données, est qu'elle permet d'analyser tout modèle linéaire, donc tout protocole d'étude, avec n'importe quelle mesure de distance et de tester la réponse multivariée simultanée des variables étudiées (*e.g.* les assemblages de poissons) à ces facteurs expérimentaux ainsi qu'à leurs interactions. Elle renseigne à la fois sur des différences de composition spécifique des assemblages et de niveaux d'abondance. Elle s'est montrée particulièrement adaptée à l'évaluation des AMP (Chapitre V-B ; Claudet *et al.*, soumis). Il a été aussi possible de tester l'effet de la protection sur les assemblages de poissons tout en prenant en compte les variables d'habitat comme covariables. Ainsi, l'effet des mesures de gestion n'est pas confondu avec des différences d'habitat. Cette technique d'analyse de variance peut aussi être utilisée afin de tester des hypothèses univariées, en particulier sur des données de comptages visuels en plongée sous-marine avec les spécificités qu'elles comportent. Certains des effets univariés identifiés de manière significative sur de telles données ne le furent pas avec les techniques classiques d'analyse de variance où les statistiques F proviennent de distributions normales. L'utilisation conjointe de plusieurs analyses, univariées et multivariées, peut rendre plus probable les chances de détecter un effet sur différentes composantes d'un assemblage (Underwood & Peterson, 1988 ; Warwick, 1993 ; Fraschetti *et al.*, 2002).

Les analyses par PERMANOVA permettent d'étudier l'effet d'un facteur comme la protection sur les assemblages de poissons en traitant les variables d'habitat comme covariables, mais en aucun cas de hiérarchiser ces différents effets sur la structure des populations. C'est pourquoi nous avons utilisé une technique, elle aussi récente, d'arbre de régression multivariée (MRT) (De'ath, 2002) qui n'avait jamais été utilisée dans le cadre d'une évaluation d'impact (Claudet *et al.*, 2004b). Elle ne nécessite pas de postulats de départ quant à la distribution des données, atout considérable lors d'analyses de données issues de comptages visuels de poissons

en plongée sous-marine. Elle présente la forte originalité de pouvoir inclure à la fois des variables quantitatives et des facteurs qualitatifs comme variables explicatives. Elle nous a permis d'étudier de manière très précise les différentes sources d'influence sur la structuration des assemblages de poissons, leur organisation et ainsi sous quelles conditions l'AMP procure un effet. Elle fournit aussi la quantité de variation expliquée par les nœuds permettant de comparer la variabilité entre différents groupes d'observation dans la hiérarchisation. A partir de ces différents groupes d'observations et conjointement avec la technique IndVal (Dufrêne & Legendre, 1997), nous avons pu disposer d'espèces indicatrices du statut de la protection ou de catégories de regroupement en fonction de paramètres d'habitat. L'utilisation conjointe de ces deux techniques nous semble plus appropriée à construire des espèces indicatrices de l'effet de mesures de gestion que l'étude des corrélations entre les espèces et les axes canoniques d'une analyse discriminante ou les techniques d'analyse de gradient qui mettent en relation les changements de la composition des communautés avec des facteurs environnementaux (Kremen, 1994). Les espèces indicatrices identifiées par la technique IndVal peuvent être directement mises en relation avec les facteurs conditionnels de l'arbre de régression hiérarchique.

Obtenir des données d'habitat d'un SIG offre de nombreuses possibilités quant aux choix des variables à extraire. Nous avons vu qu'il est possible de construire des variables, non directement mesurées ou même modélisées par le SIG, à partir d' "unités d'extraction" d'échelle spatiale variable. Ainsi, la complexité topographique a pu être construite comme la longueur totale des isobathes sur une surface donnée divisée par le nombre de ces isobathes sur la même surface. L'utilité d'une telle variable a montré son effet en tant que variable explicative au sein d'un arbre de régression multivariée.

4 LA GESTION ET LES INDICATEURS

Les indicateurs sont des outils essentiels pour suivre l'état d'un environnement côtier. A travers les différentes techniques utilisées nous avons pu développer différents types d'indicateurs, monospécifiques ou multivariés. Cependant, un indicateur, aussi bon soit-il à révéler les changements d'un système évalué ne peut fournir de résultats fiables si le protocole expérimental est défaillant. Les indicateurs développés présentent une gradation de leur réponse dans le temps en fonction du temps de protection, caractéristique requise essentielle des indicateurs de gestion des zones côtières (Linton & Warner, 2003). Les espèces indicatrices identifiées à partir de l'indice IndVal sont des indicateurs au niveau de l'espèce mais, définies à partir des groupes d'observations issus des arbres de régression multivariée. La totalité de l'assemblage est donc indirectement prise en compte. Une espèce indicatrice dans une zone donnée ne peut l'être en toutes circonstances. Les regroupements de poissons selon différents critères (*e.g.*, taille des individus, mobilité) constituent des indicateurs multivariés de l'effet des réserves s'ils sont sensibles à la protection. Les groupes de poissons sont à définir en fonction de critères écologiques, biologiques, halieutiques ou simplement en fonction des objectifs de gestion. Un indicateur de succès doit être mis en relation avec les objectifs de la mesure de gestion évaluée ou le seuil d'un critère de succès. Pour Ward (2000), les indicateurs univariés doivent être préférés aux indices multivariés car ils sont pour lui plus facilement scientifiquement défendable ; grâce aux techniques développées ici, nous pensons que ce n'est plus le cas.

Les indicateurs développés sont sensibles à des effets ayant une gradation dans le temps. Ainsi, que l'on soit en univarié ou en multivarié, les métriques des gros individus (*i.e.* les grandes classes de taille pour une espèce donnée) sont de bons indicateurs à court terme. Leur évolution peut traduire l'évolution du système étudié. Les métriques définies à partir de l'ensemble des individus (*i.e.* toutes tailles confondues) sont de bons indicateurs d'une évolution à moyen terme de l'AMP. L'évolution de la composition en taille se révélant être un très bon indicateur, nous voyons là une justification à disposer des tailles des poissons lors des suivis. De plus, dans une perspective de conservation des espèces, il est judicieux de rappeler que disposer de gros individus dans une population réduit les risques d'extinction (Kritzer & Davies, 2005). Ils sont donc une cible privilégiée pour les objectifs de conservation. Certains auteurs (Guénette & Pitcher, 1999 ; Taggart *et al.*, 2002), à travers des modèles de simulation, ont également démontré que la rétention d'adultes reproducteurs, quantifiée en tant que taux de transfert, est un facteur essentiel au succès d'une AMP ; or, la fécondité des poissons augmente avec leur taille (Peters, 1983 ; Thresher, 1984). De plus, de récentes études (Berkeley *et al.*, 2004a ; Berkeley *et al.*, 2004b ; Bobko & Berkeley, 2004) ont montré que les individus les plus âgés de certaines espèces de

poissons produisent des larves ayant de meilleurs taux de survie que celles d'individus plus jeunes. C'est pourquoi, avec Birkeland & Dayton (2005), nous disons qu'il devient important de protéger les plus grandes classes de taille, normalement ciblées de manière préférentielle par la pêche.

A chaque espèce indicatrice identifiée par la procédure IndVal est associé un seuil de significativité. Cette démarche est originale par rapport aux sélections usuelles d'espèces indicatrices basées sur l'opinion d'experts (Rolstad *et al.*, 2002 ; Sætersdal *et al.*, 2005) plutôt que sur des tests empiriques. A partir de la spécificité et de la fidélité des espèces à des groupes d'observations, elle permet de fournir des indicateurs spatialisés. L'identification d'espèces indicatrices avec les indices IndVal en relation avec les groupes formés par les MRT est d'autant plus facile que les assemblages présentent une structuration forte révélée par la régression. Une espèce est riche en informations si la structure de sa distribution est corrélée avec l'hétérogénéité environnementale ou la distribution d'autres espèces (Kremen, 1994 ; Attayde & Bozelli, 1998). Celle-ci dépend également de la bonne résolution spatiale des variables explicatives (*e.g.* variables extraites du SIG). Cependant, cette technique calcule les indices en fonction des autres groupes de même niveau hiérarchique à partir des abondance et fréquence relatives de l'espèce dans les observations d'un groupe ; le nombre d'observations à partir desquelles sont calculés les indices sont donc à prendre en compte, bien que des tests de significativité soient réalisés par randomisation. Par exemple, *Serranus cabrilla*, qui est plus abondante hors de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls que dans chacune des zones protégées, s'est révélée être une espèce indicatrice significative de la réserve partielle car, dans la feuille de l'arbre de régression en question, seuls trois transects dans la réserve intégrale et trois transects hors de la réserve ont été pris en compte. Et dans ces trois transects, les abondance et fréquence relatives furent effectivement plus importantes dans la réserve. Les indices IndVal sont aussi à mettre en relation avec les traits de vie des espèces. Par exemple, toujours dans le cas de la réserve de Banyuls, les *Diplodus sargus* ont été identifiés comme espèces indicatrices des observations faites en automne. Cette espèce est présente au printemps mais se reproduit préférentiellement en mars-avril (Lenfant, 2003 ; Lloret & Planes, 2003) à des profondeurs plus élevées que celles où les comptages visuels ont été réalisés. Les juvéniles qui recrutent par contre moins profond au cours de l'automne ont été identifiés.

Nous avons vu à travers différents cas d'étude que les AMP peuvent présenter des effets communs (voir Micheli *et al.*, 2004, pour une synthèse) mais que cependant les effets observés au sein d'une réserve ne peuvent être généralisés facilement à d'autres réserves. Par exemple nous avons mis en évidence aussi bien dans les observations réalisées à Banyuls que dans le Parc Marin de la Côte Bleue les effets structurants de la profondeur et le fait que la protection est plus

effective dans les faibles gammes de profondeur ; cependant la valeur seuil ou conditionnelle n'est pas la même dans les deux cas. Aussi, en raison d'augmentations d'abondances éventuelles de prédateurs, des effets cascades peuvent survenir (Shears & Babcock, 2002 ; Sale *et al.*, 2005). Les effets de RA, même très proches les uns des autres, peuvent également être très contrastés (Charbonnel *et al.*, 2002). Chaque cas doit donc être suivi, étudié et évalué de manière spécifique. Les indicateurs construits pour les évaluations doivent également être spécifiques à une utilisation précise et à un contexte, aussi bien en terme d'échelles que de contenu d'informations (Dahl, 2000). Eventuellement, certains d'entre eux peuvent être généralisables mais ils doivent rester flexibles et adaptables. De plus, l'existence d'effets cascades, favorisant les abondances de certaines espèces plus faibles à l'intérieur des zones protégées, rend nécessaire la hiérarchisation des cibles de la conservation et celle-ci peut être différente selon chaque cas.

Les espèces ou groupes d'espèces constituant des indicateurs peuvent être suivis de manière ciblée. Ceci est un atout pour les structures de gestion car les ressources en temps et en expérience, et donc en coûts, sont moindre que lors de suivis exhaustifs des assemblages. D'autres techniques simplifiées de suivi devraient aussi être plus largement développées, tel que l'étude des présences/absences. Cependant les techniques d'analyse appropriées à ce genre de données ne permettent que difficilement de mettre en évidence des effets liés à l'impact de mesure de gestion et les présences/absences ne peuvent renseigner sur l'intensité d'un effet. Les suivis simplifiés peuvent être réalisés plus régulièrement mais ne doivent remplacer en aucun cas des suivis exhaustifs des assemblages, qui eux seuls peuvent rendre compte d'effets inattendus des mesures de gestion.

Disposer de suivis réguliers et d'indicateurs associés permet à la gestion d'être adaptative. Les suivis doivent mesurer des variables qui peuvent guider les actions de gestion quand elles sont mises en relation avec les objectifs de gestion (Gerber *et al.*, 2005). Une telle gestion est avantageuse par rapport aux systèmes de gestion traditionnels (Ward, 2000 ; Stem *et al.*, 2005). Elle permet de rentabiliser les ressources allouées aux suivis (Gerber *et al.*, 2005) et de rendre plus pertinente la mise en relation des mesures réalisées lors des suivis avec les objectifs de gestion (Green *et al.*, 2005). Il ne faut cependant pas confondre suivis et évaluation (Stem *et al.*, 2005), bien que les deux processus soient fortement liés par des contributions l'un à l'autre.

Les plans de gestion doivent être à la base de tous les processus. L'affirmation de la nécessité de suivis et des propositions de protocoles à cet égard devraient en faire partie. La construction des plans de gestion n'est souvent qu'administrative, d'où l'importance de la participation des scientifiques à tous les stades de la gestion. La connaissance des scientifiques est

nécessaire à l'action des gestionnaires mais elle n'est cependant pas suffisante. D'autres champs scientifiques et critères de gestion se révèlent également importants.

5 PERSPECTIVES

De nombreux effets attendus, aussi bien des AMP que des RA, restent encore à démontrer. Des améliorations des méthodes d'évaluation sont donc encore nécessaires pour une bonne gestion des ces aménagements côtiers. Ces améliorations peuvent passer par un perfectionnement des protocoles expérimentaux ou par une meilleure adéquation des techniques d'analyse statistique employées lors des évaluations.

Nous avons vu les avantages considérables que constituent les analyses de puissance statistique *a priori* pour le développement de protocoles expérimentaux en général et en particulier pour les évaluations d'impacts environnementaux. Nous avons développé précédemment la méthodologie à mettre en œuvre mais il serait intéressant d'investir des ressources dans le développement d'un programme informatique d'optimisation des protocoles. Tous les champs scientifiques réalisant des tests d'hypothèse à partir de données échantillonnées pourront en bénéficier.

Nous avons également montré l'intérêt d'utiliser des méthodes multivariées récentes d'analyse de données, telle que les analyses de variance multivariées par permutations ou les arbres de régressions multivariées. Outre les nombreux avantages énoncés plus haut, ces deux techniques présentent un certain nombre de limites. Les PERMANOVA ne peuvent pas fournir d'information quant à la taille ou la direction de l'effet analysé, les tests étant bilatéraux, elle doit donc être utilisée conjointement avec d'autres techniques d'analyses multivariées comme, par exemple, les analyses discriminantes (Claudet *et al.*, soumis). De plus, aucun critère d'ajustement du modèle linéaire n'est disponible avec cette technique (*e.g.* AIC). Les MRT, quant à elles, ne permettent pas de tester des hypothèses ; cette technique ne fournit pas de statistique à cet égard. Une autre technique proche, LINKTREE (pour "linkage tree"), basée sur l'ANOSIM ("analysis of similarities") réalise des tests sur chaque nœud de l'arbre. Elle ne fut pas utilisée lors de nos travaux car elle possède la limitation de ne pouvoir traiter des facteurs qualitatifs (comme le statut de protection) ; cette technique d'analyse n'est adaptée qu'à des variables quantitatives. Tout développement fait dans ce sens des PERMANOVA ou des MRT permettrait d'améliorer les évaluations qui en découlent.

Lors de la construction des "unités d'extraction" utilisées pour obtenir des données environnementales à partir d'un SIG, nous avons choisi une taille arbitraire d'un rayon de 200 m. Cette taille fut estimée de la sorte en fonction des distances moyennes des déplacements connus des espèces de poissons présentes au sein des données analysées. La taille idéale des "unités d'extraction" est un paramètre à évaluer de manière plus sûre, peut être par le biais de modélisations mathématiques. Cependant nous ne disposons pas d'informations suffisantes

quant aux domaines vitaux de toutes les espèces prises en compte. De plus, bien que la plupart des espèces de poissons de roche ont souvent des domaines vitaux définis, la taille de ces domaines et la fidélité que les poissons leur portent peut varier selon les saisons, la disponibilité des habitats et des facteurs ontogéniques (Kramer & Chapman, 1999 ; Topping *et al.*, 2005). Des études doivent donc être développées dans ce sens afin de déterminer les modalités d'utilisation des domaines vitaux, sinon au moins la part fixe de ces domaines. Les domaines vitaux peuvent par exemple être étudiés par marquage acoustique (Parsons *et al.*, 2003) ou par des observations de présence des espèces (Ottaviani *et al.*, 2004). Ces auteurs ont montré que les domaines vitaux de *Pagrus auratus* peuvent dépasser 650 m. Les habitats essentiels de poissons peuvent aussi être modélisés avec des SIG en couplant les traits d'histoire de vie des poissons, leurs habitats préférentiels et leurs profondeurs maximum d'occurrence avec un grand nombre de paramètres tels que la température de surface, la concentration en chlorophylle, les captures par pêche, l'activité des flottilles, ou la bathymétrie (Valavanis *et al.*, 2004). Dans notre démarche d'extraction de variables environnementales à partir d'un SIG, la forme en cercle centrée sur les sites d'observation ou les transects semble être toutefois une option adéquate.

Nous ne nous sommes intéressés tout au long de notre étude qu'essentiellement aux effets écologiques ou halieutiques des AMP et des RA, bien que les indicateurs économiques et sociétaux aient été abordés dans la partie A du Chapitre IV. Les attentes des gestionnaires et des usagers vis-à-vis de ces structures évoluent. Les objectifs liés à ces effets économiques et sociétaux sont quelques fois en passe d'être de plus haute priorité que ceux liés à la conservation ou à la pêche, en particulier concernant les RA. Cependant, même dans le cas des AMP, les objectifs évoluent. Dans le cas de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère Banyuls, les objectifs prioritaires furent auparavant liés à la conservation ; il est plutôt question aujourd'hui de gérer les usages, les attentes des gestionnaires se traduisant par des élévations du taux de fréquentation. Il convient donc de développer, en parallèle aux méthodes proposées ici, des méthodes adéquates d'évaluation et des indicateurs associés, en relation avec ces objectifs socio-économiques, pour une gestion intégrée des zones côtières.

VIII. RÉFÉRENCES

- Agardy T., 1998. Global trends in marine protected areas. In Trends and future challenges for U.S. national ocean and coastal policy, pp. 51-55.
- Agardy T., 1999. Global experiences in marine protected area planning and lessons learned. In Scientific design and monitoring of Mediterranean marine protected areas, ed. Series C.W., pp. 17-19. CIESM, 16 boulevard de Suisse, MC-98000, Monaco, Porto Cesaro - Italy.
- Agardy T., 2000a. Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57, 761-765.
- Agardy T., 2000b. Information needs for marine protected areas: scientific and societal. *Bulletin of Marine Science* 66, 875-888.
- Agardy T., Bridgewater P., Crosby M.P., Day J., Dayton P.K., Kenchington R., Laffoley D., McConney P., Murray P.A., Parks J.E., Peau L., 2003. Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13, 353-367.
- Airamé S., Dugan J.E., Lafferty K.D., Leslie H., McArdle D., Warner R.R., 2003. Applying ecological criteria to marine reserve design: a case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications* 13, S170-S184.
- Alcala A.C., 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio* 17, 194-199.
- Alcala A.C., Russ G.R., 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *ICES Journal of Marine Science* 46, 40-47.
- Alder J., 1996. Have tropical marine protected areas worked? An initial analysis of their success. *Coastal Management* 24, 97-114.
- Alder J., Zeller D., Pitcher T.J., Sumaila U.R., 2002. A method for evaluating marine protected area management. *Coastal Management* 30, 121-131.
- Allison G.W., Lubchenco J., Carr M.H., 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8, S79-S92.
- Amand M., Pelletier D., Ferraris J., Kulbicki M., 2004. A step toward the definition of ecological indicators of the impact of fishing on the fish assemblage of the Aore reef reserve (New Caledonia). *Aquatic Living Resources* 17, 139-149.
- Ambrose R.F., Anderson T.W., 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine Biology* 107, 41-52.
- Anderson L.G., 2002. A bioeconomic analysis of marine reserves. *Natural Resource Modeling* 15, 311-334.

- Anderson M.J., Legendre P., 1999. An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 62, 271-303.
- Anderson M.J., 2001a. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32-46.
- Anderson M.J., 2001b. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 626-639.
- Anderson M.J., 2003. *DISTLM forward*: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model using forward selection. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson M.J., ter Braak C.J.F., 2003. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 73, 85-113.
- Anderson M.J., 2004a. *CAP*: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson M.J., 2004b. *DISTLM v.4*: a FORTRAN computer program to calculate a distance-based multivariate analysis for a linear model. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson M.J., Millar R.B., 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 305, 191-221.
- Anonyme, 2003. Policy Statement of the National Marine Sanctuary Program: Artificial Reef Permitting Guidelines. <http://www.sanctuaries.nos.noaa.gov/library/national/arpolicy071503.pdf>.
- Apostolaki P., Milner-Gulland E.J., McAllister M.K., Kirkwood G.P., 2002. Modelling the effects of establishing a marine reserve for mobile fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 405-415.
- Ardizzone G.D., Belluscio A., Gravina M.F., Somaschini A., 1996a. Colonization and disappearance of *Mytilus galloprovincialis* Lam. on an artificial habitat in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45, 665-676.
- Ardizzone G.D., Somaschini A., Belluscio A., 1996b. Biodiversity of European artificial reefs. In *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, pp. 39-59, Ancona, Italy.
- Arias-Gonzales J.E., 1998. Trophic models of protected and unprotected coral reef ecosystems in the South of the Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology* 53, 236-255.

- Arin T., Kramer R.A., 2002. Divers' willingness to pay visit marine sanctuaries: An exploratory study. *Ocean & Coastal Management* 45, 171-183.
- Armstrong D.A., Wainwright T.C., Jensen G.C., Dinnel P.A., Andersen H.B., 1993. Taking refuge from bycatch issues: Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) and trawl fisheries in the eastern Bering Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 1993-2000.
- Ashworth J.S., Ormond R.F.G., 2005. Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* 121, 333-344.
- Attayde J.L., Bozelli R.L., 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1789-1797.
- Attwood C.G., Bennett B.A., 1994. Variation in dispersal of Galjoen (*Coracinus Capensis*) (Teleostei: Coracinidae) from a marine reserve. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 1247-1257.
- Attwood C.G., Harris J.M., Williams A.J., 1997a. International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa. *South African Journal of Marine Science* 18, 311-332.
- Attwood C.G., Mann B.Q., Beaumont J., Harris J.M., 1997b. Review of the state of marine protected areas in South Africa. *South African Journal of Marine Science* 18, 341-367.
- Aubert M., 1991. Aspects internationaux pour la création de parcs marins. In *Côtes et parcs marins de la Méditerranée - 4è Colloque International*, pp. 17-20, Bastia - Corse.
- Babcock R.C., Kelly S., Shears N.T., Walker J.W., Willis T.J., 1999. Changes in community structure in temperate marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 189, 125-134.
- Badalamenti F., Ramos A.A., Voultziadou E., Sánchez-Lizaso J.L., D'Anna G., Pipitone C., Mas J., Ruiz-Fernandez J.A., Whitmarsh D., Riggio S., 2000. Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environmental Conservation* 27, 110-120.
- Badalamenti F., Chemello R., D'Anna G., Henriquez-Ramos P., Riggio S., 2002. Are artificial reefs comparable to neighbouring natural rocky areas? A mollusc case study in the Gulf of Castellammare (NW Sicily). *ICES Journal of Marine Science* 59, S127-S131.
- Baht M.G., 2003. Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management. *Journal of Environmental Management* 67, 173-181.

- Bain M.B., Harig A.L., Loucks D.P., Goforth R.R., Mills K.E., 2000. Aquatic ecosystem protection and restoration: advances in methods for assessment and evaluation. *Environmental Science and Policy* 3, S89-S98.
- Baine M., 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management* 44, 241-259.
- Banks S.A., Skilleter G.A., 2002. Mapping intertidal habitats and an evaluation of their conservation status in Queensland, Australia. *Ocean & Coastal Management* 45, 485-509.
- Barde J., Libourel T., Maurel P., 2005. A metadata Service for integrated management of knowledges related to coastal areas. *Multimedia Tools and Applications* 25, 419-429.
- Barnabé G., Charbonnel E., Marinaro J.-Y., Ody D., Francour P., 2000. Artificial reefs in France: analysis, assessments and prospects. In *Artificial Reefs in European Seas*, eds. Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M., pp. 167-184. Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Barros F., Underwood A.J., Archambault P., 2004. The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 60, 781-790.
- Bayle-Sempere J.T., Ramos-Esplà A.A., García-Charton J.A., 1994. Intra-annual variability of an artificial reef fish assemblage in the marine reserve of Tabarca (Alicante, Spain, SW Mediterranean). *Bulletin of Marine Science* 55, 824-835.
- Beaumont J., 1997. Community participation in the establishment and management of marine protected areas: a review of selected international experiences. *South African Journal of Marine Science* 18, 333-340.
- Belfiore S., 2003. The growth of integrated coastal management and the role of indicators in integrated coastal management: introduction to the special issue. *Ocean & Coastal Management* 46, 225-234.
- Beliaeff B., 2002. Integrated biomarker response: A useful tool for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21.
- Bell J.D., Harmelin-Vivien M., 1982. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Tethys* 10, 337-347.
- Bell J.D., 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky fish assemblage in the north-western Mediterranean sea. *Journal of Applied Ecology* 20, 357-369.

- Béné C., Tewfik A., 2003. Biological evaluation of marine protected area: evidence of crowding effect on a protected population of Queen Conch in the Caribbean. *Marine Ecology* 24, 45-58.
- Benedetti-Cecchi L., 2001. Beyond BACI: optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecological Applications* 11, 783-799.
- Benedetti-Cecchi L., Bertocci I., Micheli F., Maggi E., Fosella T., Vaselli S., 2003. Implications of spatial heterogeneity for management of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research* 55, 429-458.
- Bennett B.A., Attwood C.G., 1991. Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 75, 173-181.
- Berkeley S.A., Chapman C., Sogard S.M., 2004a. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology* 85, 1258–1264.
- Berkeley S.A., Hixon M.A., Larson R.J., Love M.S., 2004b. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* 29, 23-32.
- Bernstein B.B., Zalinski J., 1983. An optimum sampling design and power tests for environmental biologists. *Journal of Environmental Management* 16, 36-43.
- Beverton R.J., Holt S.J., 1957. Interchange of fish between adjacent sub-areas. In *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*, pp. 136-148. Chapman & Hall.
- Birkeland C., Dayton P., 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 356-358.
- Bishop M.J., Underwood A.J., Archambault P., 2002. Sewage and environmental impacts on rocky shores: necessity of identifying relevant spatial scales. *Marine Ecology Progress Series* 236, 121-128.
- Bjorndal K.A., Wetherall J.A., Bolten A.B., Mortimer J.A., 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: An encouraging trend. *Conservation Biology* 13, 126-134.
- Blankenship H.L., Leber K.M., 1995. A responsible approach to marine stock enhancement. *American Fisheries Society Symposium* 15, 167-175.
- Bobko S.J., Berkeley S.A., 2004. Maturity, ovarian cycle, fecundity, and age-specific parturition of black rockfish (*Sebastes melanops*). *Fishery Bulletin* 102, 418–429.
- Boersma D.P., Parrish J.K., 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics* 31, 287-304.

- Bohnsack J.A., Sutherland D.L., 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science* 37, 11-39.
- Bohnsack J.A., Bannerot S.P., 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Tech. Rep. NMFS 41.
- Bohnsack J.A., 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioural preference? *Bulletin of Marine Science* 44, 631-645.
- Bohnsack J.A., 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. In *Habitat structure - The physical arrangement of objects in space*, eds. Bell S.S., McCoy E.D., Mushinsky H.R., pp. 412-426. Chapman and Hall.
- Bohnsack J.A., 1993. Marine reserves. They enhance fisheries, reduce conflicts, and protect resources. *Oceanus* 36, 63-71.
- Bohnsack J.A., Harper D.E., McClellan D.B., Hulsbeck M., 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off Southeastern Florida, U.S.A. *Bulletin of Marine Science* 55, 796-823.
- Bohnsack J.A., 1996. Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries* 21, 14-16.
- Bohnsack J.A., Ecklund A.-M., Szmant A.M., 1997. Artificial reef research: is there more than the attraction-production issue? *Fisheries* 22, 14-16.
- Bohnsack J.A., 1998. Application of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23, 298-304.
- Bombace G., 1989. Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bulletin of Marine Science* 44, 1023-1032.
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., Speranza S., 1994. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bulletin of Marine Science* 55, 559-580.
- Bombace G., Fabi G., Fiorentini L., Spagnolo A., 1995. Assessment of the ichthyofauna of an artificial reef through visual census and trammel net: comparison between the two sampling techniques. In *XXX European Marine Biology Symposium*, pp. 20, Southampton, UK.
- Boncoeur J., Alban F., Guyader O., Thébaud O., 2002. Fish, fishers, seals and tourists: Economic consequences of creating a marine reserve in a multi-species, multi-activity context. *Natural Resource Modeling* 15.
- Botsford L.W., Castilla J.C., Peterson C.H., 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277, 509-515.

- Botsford L.W., Lockwood D.R., Morgan L.E., Wilen J.E., 1999. Marine reserves and management of the northern California red sea urchin fishery. *CalCOFI Reports* 40, 87-93.
- Botsford L.W., Micheli F., Hastings A., 2003. Principles for the design of marine reserves. *Ecological Applications* 13, S25-S31.
- Branden K.L., Pollard D.A., Reimers H.A., 1994. A review of recent artificial reef developments in Australia. *Bulletin of Marine Science* 55.
- Breiman L., Friedman J.H., Olshen R.A., Stone C.J., 1984. Classification and regression trees. Chapman & Hall, Belmont, California, USA.
- Bretagnolle V., Duncan P., Fritz H., Lebreton J.-D., 2000. Indicateurs de l'impact des activités humaines sur l'évolution de la biodiversité. Pertinence de l'utilisation des bases de données à long terme : cas des oiseaux d'eau en zones humides. CNRS, Chize, Beauvoir sur Niort, France.
- Browman H.I., Cury P.M., Hilborn R., Jennings S., Lotze H.K., Mace P.M., Murawski S., Pauly D., Sissenwine M., Stergiou K.I., Zeller D., 2004. Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series* 274, 269-303.
- Brown K., Adger W.N., Tompkins E., Bacon P., Shin D., Young K., 2001. Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecological Economics* 37, 417-434.
- Bryant D., Burke L., McManus J., Spalding M., 1998. Reefs at risk: A map-based indicator of threats to the world's coral reefs. World Resources Institute, Washington D.C.
- Bulleri F., Chapman M., 2004. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology* 145, 381-391.
- Buxton C.D., Allen J.A., 1989. Mark and recapture studies of two reef sparids in the Tsisikamma National Park. *Koedoe* 32, 39-45.
- Buxton C.D., Smale M.J., 1989. Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape coast. *Journal of Applied Ecology* 26, 441-451.
- Buxton C.D., 1993. Life-history changes in exploited reef fishes on the east coast of South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 36, 47-63.
- Caddy J.F., 2000. A fisheries management perspective on marine protected areas in the Mediterranean. *Environmental Conservation* 27, 98-103.
- Carey J.M., Keough M.J., 2002. The variability of estimates of variance, and its effect on power analysis in monitoring design. *Environmental Monitoring and Assessment* 74, 225-241.

- Carr M.H., Hixon M.A., 1997. Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. *Fisheries* 22, 28-33.
- Carr M.H., 2000. Marine protected areas: challenges and opportunities for understanding and conserving coastal marine ecosystems. *Environmental Conservation* 27, 106-109.
- Carter D.W., 2003a. Protected areas in marine resource management: Another look at the economics and research issues. *Ocean & Coastal Management* 46, 439-456.
- Carter D.W., 2003b. Protected areas in marine resource management: another look at the economics and research issues. *Ocean & Coastal Management* 46, 439-456.
- Castilla J.C., Bustamante R.H., 1989. Human exclusion from rocky intertidal of Las Cruces, central Chile: Effects on *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilleales). *Marine Ecology Progress Series* 50, 203-214.
- Castilla J.C., 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250, 3-21.
- Cesar H., 1996. Economic analysis of Indonesian coral reefs. World Bank, Washington D.C.
- Cesar H., 2002. The biodiversity benefits of coral reef ecosystems: Values and markets. ENV/EPOC/GSP/BIO(2001)5/FINAL, OECD, Paris.
- Cesar H., Burke L., Pet-Soede L., 2003. The economics of worldwide coral reef degradation. CEEC, Arnhem.
- Chapman M.G., Underwood A.J., Skilleter G.A., 1995. Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 189, 103-122.
- Chapman M.R., Kramer D.L., 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados marine reserve boundary: Effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series* 181, 81-96.
- Chapman M.R., Kramer D.L., 2000. Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environmental Biology of Fishes* 57, 11-24.
- Charbonnel E., 1990. Les peuplements ichtyologiques des récifs artificiels dans le département des Alpes-Maritimes (France). *Bulletin de la Société Zoologique de France* 115, 123-136.
- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.-G., Ody D., 1995. Les problèmes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichtyologique dans les récifs artificiels. *Biologia Marina Mediterranea* 2, 85-90.
- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.-G., 1996. Finfish populations assessment techniques on artificial reefs: a review in the European Union. In *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, pp. 12, Ancona, Italy.

- Charbonnel E., Francour P., Harmelin J.-G., Ody D., Bachet F., 2000. Effects of artificial reef design on associated fish assemblages in the Côte Bleue Marine Park (Mediterranean Sea, France). In *Artificial Reefs in European Seas*, eds. Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M., pp. 365-378. Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Charbonnel E., Ruitton S., Bachet F., Maisonneuve De L., Daniel B., Geoffray C., 2001. Les peuplements de poissons des récifs artificiels du Parc Marin de La Côte Bleue. Suivi 2000 et évolution à moyen et long terme. Contrat Parc Marin de la Côte Bleue & GIS Posidonie, Sausset-les-Pins.
- Charbonnel E., Serre C., Ruitton S., Harmelin J.-G., Jensen A., 2002. Effects of increase habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science* 59, S208-S213.
- Chiappone M., Sealey K.M.S., 2000. Marine reserve design criteria and measures of success: lessons learned from the Exuma Cays Land and Sea Park, Bahamas. *Bulletin of Marine Science* 66, 691-705.
- Chiappone M., Sluka R., Sealey K.S., 2000. Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. *Marine Ecology Progress Series* 198, 261-272.
- Chou W.-R., Tew K.S., Fang L.-S., 2002. Long-term monitoring of the demersal fish community in a steel-slag disposal area in the coastal waters of Kaohsiung, Taiwan. *ICES Journal of Marine Science* 59, S238-S242.
- Christie P., White A., Deguit E., 2002. Starting point or solution? Community-based marine protected area in the Philippines. *Journal of Environmental Management* 66, 441-454.
- Christie P., 2004. Marine protected areas as biological successes and social failures in Southeast Asia. *American Fisheries Society Symposium*.
- Christie P., 2005. Observed and perceived environmental impacts of marine protected areas in two Southeast Asia sites. *Ocean & Coastal Management* 48, 252-270.
- Ciriaco S., Costantini M., Italiano C., Odorico R., Picciulin M., Verginella L., Spoto M., 1998. Monitoring the Miramare Marine Reserve: assessment of protection efficiency. *Italian Journal of Zoology* 65, 383-386.
- Clarke K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- Claudet J., Criquet G., Pelletier D., Jouvenel J.Y., Bachet F., 2004a. Multispecies-based indicators to assess the effectiveness of marine protected areas (MPAs) on rocky reef fish

- assemblages: An application to a northwestern Mediterranean case study. ICES Annual Science Conference 2004, September 22-25, Vigo, Spain. 260.
- Claudet J., García-Charton J.A., Lenfant P., 2004b. The need of implying habitats for the assessment of the effectiveness of Marine Protected Areas (MPAs) on temperate rocky fish assemblages. ICES Annual Science Conference 2004, September 22-25, Vigo, Spain. 263.
- Claudet J., Pelletier D., 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquatic Living Resources* 17, 129-138.
- Claudet J., Pelletier D., García-Charton J.A., Jouvenel J.-Y., Licari M.-L., 2004c. Assessment methods and indicators to study the effectiveness of marine protected areas and artificial reefs. *Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management*, International Symposium, March 31-April 3 2004, Paris, France, 12-13.
- Clifton J., 2003. Prospects for co-management in Indonesia's marine protected areas. *Marine Policy* 27, 389-395.
- Clua E., 2004. Influence relative des facteurs écologiques et de la pêche sur la structuration des stocks de poissons récifaux dans six pêcheries du royaume des Tonga (Pacifique sud). Université de Perpignan, Perpignan, France.
- Cocklin C., Craw M., McAuley I., 1998. Marine reserves in New-Zealand: use rights, public attitudes, and social impacts. *Coastal Management* 26, 213-231.
- Cohen J., 1977. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Academic Press, New-York, USA.
- Cole R.G., Ayling T.M., Creese R.G., 1990. Effects of marine reserve protection at Goat Island, northern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 16, 233-250.
- Collart D., Charbonnel E., 1998. Impact des récifs artificiels de Marseillan et d'Agde sur le milieu marin et sur la pêche professionnelle. Bilan suivi 1996/1997. Contrat Conseil Régional Languedoc-Roussillon & Conseil Général de l'Hérault.
- Collins K.J., Jensen A.C., Lockwood A.P.M., Lockwood S.J., 1994. Coastal structures, waste materials and fishery enhancement. *Bulletin of Marine Science* 55, 1240-1250.
- Conover D.O., Travis J., Coleman F.C., 2000. Essential fish habitat and marine reserves: An introduction to the second mote symposium in fisheries ecology. *Bulletin of Marine Science* 66, 527-534.

- Conrad J.M., 1999. The bioeconomics of marine sanctuaries. *Journal of Bioeconomics* 1, 205-217.
- Côté I.M., Mosqueira I., Reynolds J.D., 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *Journal of Fish Biology* 59, 178-189.
- Criquet G., 2001. La pêche professionnelle dans la région de Banyuls-sur-Mer. Effort et productions. Université Pascal Paoli, Corte, France.
- Crosby M.P., 1994. A proposed approach for studying ecological and socio-economic impacts of alternative access management strategies for marine protected areas. In *Marine Protected Areas and Biosphere Reserves: Towards a New Paradigm*, ed. Brunckhorst D., pp. 45-65. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- Crosby M.P., Brighthouse G., Pichon M., 2002. Priorities and strategies for addressing natural and anthropogenic threats to coral reefs in Pacific Island Nations. *Ocean & Coastal Management* 45, 121-137.
- Crowder L.B., Lyman S.J., Figueira W.F., Priddy J., 2000. Source-sink population dynamics and the problem of siting marine reserves. *Bulletin of Marine Science* 66, 799-820.
- Dahl A.L., 2000. Using indicators to measure sustainability: recent methodological and conceptual developments. *Marine and Freshwater Research* 51, 427-433.
- Dale V.H., Beyeler S.C., 2001. Challenges in the development and the use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3-10.
- D'Anna G., Lipari R., Badalamenti F., Cuttita A., 1999. Questions arising from the use of visual census techniques in natural and artificial habitats. *Naturalista Siciliano* 23, 187-204.
- D'Anna G., Giacalone V.M., Badalamenti F., Pipitone C., 2004. Releasing of hatchery-reared juveniles of the white *Diplodus sargus* (L., 1758) in the Gulf of Castellammare artificial reef area (NW Sicily). *Aquaculture* 233, 251-268.
- Danovaro R., Gambi C., Mazzola A., Mirto S., 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. *ICES Journal of Marine Science* 59, S356-S362.
- David G., 1998. Protected areas in tropical countries, and development cooperation. In *II^{es} Rencontres Dynamiques Sociales et Environnement, pour un dialogue entre chercheurs, opérateurs et bailleurs de fonds*, ed. Rossi G., pp. 361-367. UMR-REGARDS/GRET CNRS-Orstom, Bordeaux.
- Davis D., Tisdell C., 1995. Recreational scuba-diving and carrying capacity in marine protected areas. *Ocean & Coastal Management* 26, 19-40.

- Davis D., Tisdell C., 1996. Economic management of recreational scuba diving and the environment. *Journal of Environmental Management* 48, 229-248.
- Davis G.E., 1977. Effects of recreational harvest on a spiny lobster, *Panulirus argus*, population. *Bulletin of Marine Science* 27, 223-236.
- Davis G.E., Dodrill J.W., 1989. Recreational fishery and population dynamics of spiny lobsters, *Panulirus argus*, in Florida Bay, Everglades National Park, 1977-1980. *Bulletin of Marine Science* 44, 78-88.
- Day J.C., 2002. Zoning lessons from the Great Barrier Reef Marine Park. *Ocean & Coastal Management* 45, 139-156.
- d'Cruz T., Creech S., Fernandez J., 1994. Comparison of catch rates and species composition from artificial and natural reefs in Kerala, India. *Bulletin of Marine Science* 55, 1029-1037.
- De'ath G., 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* 83, 1105-1117.
- Denny C.M., Babcock R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biological Conservation* 116, 119-129.
- Denny C.M., Willis T.J., Babcock R.C., 2004. Rapid recolonisation of snapper *Pagrus auratus*: Sparidae within an offshore island marine reserve after implementation of no-take status. *Marine Ecology Progress Series* 272, 183-190.
- Deysher L.E., Dean T.A., Grove S.A., Jahn, 2002. Design considerations for an artificial reef to grow giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) in Southern California. *ICES Journal of Marine Science* 59, S201-S207.
- Di Stefano J., 2003. How much power is enough? Against the development of an arbitrary convention for statistical power calculations. *Functional Ecology* 17, 707-709.
- Diamant A., Ben Tuvia A., Baranes A., Golani D., 1986. An analysis of rocky coastal eastern Mediterranean fish assemblages and a comparison with an adjacent small artificial reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 97, 269-285.
- Ditton R.B., R. O.H., Baker T.L., Thailing C.E., 2002. Demographics, attitudes, and reef management preferences of sport divers in offshore Texas waters. *ICES Journal of Marine Science* 59, S186-S191.
- Dixon J.A., 1993. Economic benefits of marine protected areas. *Oceanus* 36, 35-40.
- Dixon J.A., Scura L.F., van't Hof T., 1993. Meeting ecological and economic goals: Marine parks in the Caribbean. *Ambio* 22, 117-125.
- Done T.J., Reichelt R.E.L., 1998. Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: generic goals and performance indices. *Ecological Applications* 8, S110-S118.

- Doyen L., Béné C., 2003. Sustainability of fisheries through marine reserves: a robust modeling analysis. *Journal of Environmental Management* 69, 1-13.
- Duclerc J., Lefevre J.-R., Hardy L., 1985. Les récifs artificiels : une technique de gestion et d'aménagement de l'espace marin littoral. In *Colloque franco-japonais d'océanographie*, pp. 49-55, Marseille.
- Dufour V., Jouvenel J.-Y., Galzin R., 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources* 8, 17-25.
- Dufrêne M., Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345-366.
- Dugan J.E., Davis G.E., 1993. Application of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 2029-2041.
- Dulvy N.K., Mitchell R.E., Watson D., Sweeting C.J., Polunin N.V.C., 2002. Scale-dependent control of motile epifaunal community structure along a coral reef fishing gradient. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 278, 1-29.
- Dutrieux E., Descamp P., Ballesta L., 2002. Impact des récifs artificiels sur le milieu marin et la pêche professionnelle dans le golfe d'Aigues-Mortes. *Contrat Conseil Régional Languedoc-Roussillon & Conseil Général de l'Hérault*.
- Eberhardt L.L., Thomas J.M., 1991. Designing environmental field studies. *Ecological Monographs* 61, 53-73.
- Edgar G.J., Barrett N.S., 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 213, 261-279.
- Edgar G.J., Barrett N.S., 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 242, 107-144.
- Edgar G.J., Barrett N.S., Morton A.J., 2004a. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308, 269-290.
- Edgar G.J., Bustamante R.H., Fariña J.-M., Calvopiña M., Martínez C., Toral-Granda M.V., 2004b. Bias in evaluating the effects of marine protected areas: the importance of baseline data for the Galapagos Marine Reserve. *Environmental Conservation* 31, 212-218.
- Efron B., 1982. *The Jackknife, the Bootstrap and Other Resampling Plans*. Society for Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia, Pennsylvania, USA.

- Ehler C.N., 2003. Indicators to measure governance performance in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management* 46, 335-345.
- Elliot G., Mitchell B., Wiltshire B., Manan I., Wismer S., 2001. Community participation in marine protected area management: Wakatobi National Park, Sulawesi, Indonesia. *Coastal Management* 29, 295-316.
- Engel J., Kvitek R., 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in Monterey Bay National Marine Sanctuary. *Conservation Biology* 12, 1204-1214.
- Epstein N., Bak R.P.M., Rinkevitch B., 1999. Implementation of a small-scale "no-use zone" policy in a reef ecosystem: Eilat's reef-lagoon six years later. *Coral Reefs* 18, 327-332.
- Eristhee N., Oxenford H.A., 2001. Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Reserve Management Area, St Lucia, West Indies. *Journal of Fish Biology* 59, 129-151.
- Fabi G., Fiorentini L., 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bulletin of Marine Science* 55, 538-558.
- Fabi G., Luccarini F., Panfili M., Solustri C., Spagnolo A., 2002. Effects of an artificial reef on the surrounding soft-bottom community (central Adriatic Sea). *ICES Journal of Marine Science* 59, S343-S349.
- Fabi G., Sala A., 2002. An assessment of biomass and diel activity of fish at an artificial reef (Adriatic sea) using a stationary hydroacoustic technique. *ICES Journal of Marine Science* 59, 411-420.
- Fairweather P.G., 1991a. Implications of 'supply-side' ecology for environmental assessment and management. *Trends in Ecology & Evolution* 6, 60-63.
- Fairweather P.G., 1991b. Statistical power and design requirements for environmental monitoring. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42, 555-568.
- Faith D.P., Humphrey C.L., Dostine P.L., 1991. Statistical power and BACI designs in biological monitoring: comparative evaluation of measures of community dissimilarity based on benthic macroinvertebrate communities in Rockhole Mine Creek, Northern Territory, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42, 589-602.
- Fang L.-S., 1992. A theoretical approach of estimating the productivity of artificial reef. *Acta Zoologica Taiwanica* 3, 5-10.
- FAO, 1999. Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. FAO, Rome, Italy.
- Farrow S., 1996. Marine protected areas: Emerging economics. *Marine policy* 20, 439-446.

- Fazey I., Fischer J., Lindenmayer D., 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation* 124, 63-73.
- Ferraris J., Pelletier D., Kulbicki M., Chauvet C., 2005. Assessing the impact of removing status on the Abore Reef fish assemblage in New Caledonia. *Marine Ecology Progress Series* 292, 271-286.
- Ferreira B.P., Russ G.R., 1995. Population structure of the leopard coral grouper, *Plectropomus leopardus*, of fished and unfished reefs off Townsville, Central Great Barrier Reef, Australia. *Fishery Bulletin* 93, 629-642.
- Fiske S.J., 1992. Socio-cultural aspects of establishing marine protected areas. *Ocean and Shoreline Management* 18, 25-46.
- Francis M., Morrison M., Leathwick J., Walsh C., Middleton C., 2005. Predictive models of small fish presence and abundance in northern New Zealand harbours. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 419-435.
- Francour P., 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta* 17, 309-317.
- Francour P., 2000. Evolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Cybium* 24, 85-95.
- Francour P., Harmelin J.-G., Pollard D., Sartoretto S., 2001. A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 155-188.
- Frank K.T., Shackell N.L., Simon J.E., 2000. An evaluation of the Emerald/Western Bank juvenile haddock closed area. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1023-1034.
- Fraschetti S., Terlizzi A., Micheli F., Benedetti-Cecchi L., Boero F., 2002. Marine protected areas in the Mediterranean: objectives, effectiveness and monitoring. *Marine Ecology* 23, 190-200.
- Fraschetti S., Terlizzi A., Bussotti S., Guarnieri G., D'Ambrosio P., Boero F., 2005. Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. *Marine Environmental Research* 59, 309-332.
- Gaines S.D., Gaylord B., Largier J.L., 2003. Avoiding current oversights in marine reserve design. *Ecological Applications* 13, S32-S46.
- Garcia S.M., Staples D.J., 2000. Sustainability reference system and indicators for responsible marine capture fisheries: a review of concepts and elements for a set of guidelines. *Marine and Freshwater Research* 51, 385-426.

- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa Á., 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42, 1-20.
- García-Charton J.A., Williams I.D., Pérez-Ruzafa Á., Milazzo M., Chemello R., Marcos C., Kitsos M.-S., Koukouras A., Riggio S., 2000. Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27, 159-178.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa Á., 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology* 138, 917-934.
- García-Charton J.A., Planes S., 2002. Etude de l'impact de la Réserve Naturelle Marine de Cerbère-Banyuls comme source d'exportation de poissons littoraux adultes vers les zones avoisinantes. Rapport EPHE - Conseil Général des Pyrénées-Orientales.
- García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa Á., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J.T., Reñones O., Moreno D., 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144, 161-182.
- García-Rubies A., Zabala M., 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina* 54, 317-328.
- García-Rubies A., Macpherson E., 1995. Substrat use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology* 124, 35-42.
- Geen G., Lal P., 1991. Charging users of the Great Barrier Reef Marine Park. ABARE, Canberra.
- Gell F.R., Roberts C.M., 2002. The fishery effects of marine reserves and fishery closures. WWF-US, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA.
- Gerber L.R., Kareiva P.M., Bascompte J., 2002. The influence of life history attributes and fishing pressure on the efficacy of marine reserves. *Biological Conservation* 106, 11-18.
- Gerber L.R., Botsford L.W., Hastings A., Possingham H.P., Gaines S.D., Palumbi S.R., Andelman S., 2003. Population models for marine reserve design: a retrospective and prospective synthesis. *Ecological Applications* 13, S47-S64.
- Gerber L.R., Berger M., McCarthy M.A., Possingham H.P., 2005. A theory for optimal monitoring of marine reserves. *Ecology Letters* 8, 829-837.
- Gitschlag G.R., 1986. Movement of pink shrimp in relation to the Tortugas sanctuary. *North American Journal of Fisheries Management* 6, 328-338.
- Gladstone W., 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* 104, 211-220.

- Glasby T.M., 1997. Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analysis of variance: A case study of epibiota on marinas. *Australian Journal of Ecology* 22, 448-459.
- Godoy E.A.S., Almeida T.C.M., Zalmon I.R., 2002. Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef north of Rio de Janeiro, Brazil. *ICES Journal of Marine Science* 59, S138-S143.
- Gray J.S., 1996. Environmental science and a precautionary approach revisited. *Marine Pollution Bulletin* 32, 532– 534.
- Gray J.S., Bewers J.M., 1996. Towards a scientific definition of the precautionary principle. *Marine Pollution Bulletin* 32, 768–771.
- Green R.E., Balmford A., Crane P.R., Mace G.M., Reynolds J.D., Turner R.K., 2005. A Framework for Improved Monitoring of Biodiversity: Responses to the World Summit on Sustainable Development. *Conservation Biology* 19, 56-65.
- Green R.H., 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologist*. John Wiley & Sons, New York.
- Grimble R., Chan M.-K., 1995. Stakeholder analysis for natural resource management in developing countries. *Natural Resources Forum* 19, 113-124.
- Grossman G.D., Jones G.P., Seaman W.J., 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. *Fisheries* 22, 17-23.
- Guénette S., Lauck T., Clark C., 1998. Marine reserves: from Beverton and Holt to the present. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 8, 251-272.
- Guénette S., Pitcher T.J., 1999. An age-structured model showing the benefits of marine reserves in controlling overexploitation. *Fisheries Research* 39.
- Guénette S., Pitcher T.J., Walters C.J., 2000. The potential of marine reserves for the management of Northern cod in Newfoundland. *Bulletin of Marine Science* 66, 831-852.
- Guidetti P., Bussotti S., Boero F., 2005. Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea. *Marine Environmental Research* 59, 333-348.
- Guillén J.E., Ramos A.A., Martínez L., Sánchez-Lizaso J.L., 1994. Antitrawling reefs and the protection of *Posidonia oceanica* (L.) delile meadows in the western Mediterranean Sea: demand and aims. *Bulletin of Marine Science* 55, 645-650.
- Gurevitch J., Hedges L.V., 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology* 80, 1142–1149.

- Gustavson K., Lonergan S.C., Ruitenbeck J., 2002. Measuring contributions to economic production - use of an index of captured ecosystem value. *Ecological Economics* 41, 479-490.
- Halpern B., 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13, S117-S137.
- Hannesson R., 2002. The economics of marine reserves. *Natural Resource Modeling* 15, 273-290.
- Harmelin J.-G., 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *Marine Ecology* 8, 263-284.
- Harmelin J.-G., Bachet F., Garcia F., 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16, 233-250.
- Harmelin J.-G., Bellan-Santini D., 1996. Assessment of biomass and production of artificial reef communities. In *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, pp. 305-322, Ancona, Italy.
- Harmelin J.-G., 1999. Visual assessment of indicator fish species in Mediterranean marine protected areas. *Naturalista Siciliano* 23, 83-104.
- Harmelin J.-G., 2000. Mediterranean marine protected areas: some prominent traits and promising trends. *Environmental Conservation* 27, 104-105.
- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.-G., Chauvet C., Duval C., Galzin R., Lejeune P., Barnabé G., Blanc F., Chevalier R., Duclerc J., Lasserre G., 1985. Evaluation des peuplements de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)* 40, 467-539.
- Harmelin-Vivien M.L., Harmelin J.G., Leboulleux V., 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparids fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia* 300, 309-320.
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M., 2001. A comparison of the precision and accuracy of estimates of reef-fish lengths determined visually by divers with estimates produced by a stereo-video system. *Fishery Bulletin* 99, 63-71.
- Harvey E., Fletcher D., Shortis M.R., Kendrick G.A., 2004. A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research* 55, 573-580.
- Hastings A., Botsford L.W., 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science* 284, 1537-1538.
- Hastings A., Botsford L.W., 2003. Comparing designs of marine reserves for fisheries and for biodiversity. *Ecological Applications* 13, S65-S70.

- Hewitt J.E., Thrush S.F., Cummings V.J., 2001. Assessing environmental impacts: effects of spatial and temporal variability at likely impact scales. *Ecological Applications* 11, 1502-1516.
- Hilborn R., Stokes K., Maguire J.-J., Smith T., Botsford L.W., Mangel M., Orensanz J., Parma A., Rice J., Bell J.D., Cochrane K.L., Garcia S., Hall S.J., Kirkwood G.P., Sainsbury K., Stefansson G., Walters C., 2004. When can marine reserve improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management* 47, 197-205.
- Hixon M.A., 1998. Population dynamics of coral-reef fishes: Controversial concepts and hypothesis. *Australian Journal of Ecology* 23, 192-201.
- Hoagland P., Kaoru Y., Broadus J., 1995. A methodological review of net benefit evaluation for marine reserves. *Environment Department Papers* 27.
- Hockey P.A.R., Bosman A.L., 1986. Man as an intertidal predator in Transkei: Disturbance, community convergence and management of a natural food supply. *Oikos* 46, 3-14.
- Hockings M., Stolton S., Dudley N., 2000. Evaluating effectiveness: a framework for assessing the management of protected areas.
- Hodgson G., Dixon J.A., 1992. Sedimentation damage to marine resources: Environmental and economic analysis. In *Resources and Environment in Asia's Marine Sector*, ed. Marsh J.B., pp. 421-445. Taylor and Francis, London.
- Hoffmann E., Dolmer P., 2000. Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1310-1314.
- Holland D.S., 2000. A bioeconomic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 23 p.
- Holland K.N., Peterson J.D., Lowe C.G., 1993. Movements, distribution and growth rates of the white goatfish *Mulloides flavolineatus* in a fisheries conservation zone. *Bulletin of Marine Science* 52, 982-992.
- Holmlund C.M., Hammer M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29, 253-268.
- IUCN (The World Conservation Union), 1988. Resolution 17.38 of the 17th General Assembly of the IUCN. *in*, Gland, Switzerland.
- Jameson S.C., Tupper M.H., Ridley J.M., 2002. The three screen doors: Can marine "protected" areas be effective? *Marine Pollution Bulletin* 44, 1177-1183.
- Janssen R., 1994. Multiobjective decision support for environmental management. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.

- Jeanneret P., Schüpbach B., Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 311-320.
- Jennings S., Grandcourt E.M., Polunin N.V.C., 1995. The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs* 14, 225-235.
- Jennings S., Marshall S.S., Polunin N.V.C., 1996a. Seychelles' protected areas: Comparative structure and status of reef fish communities. *Biological Conservation* 75, 201-209.
- Jennings S., Marshall S.S., Polunin N.V.C., 1996b. Seychelles' marine protected areas: comparative structure and status of reef fish communities. *Biological Conservation* 75, 201-209.
- Jennings S., 2001. Patterns and prediction of populations recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10, 209-231.
- Jensen A.C., Collins K.J., 1995. Artificial reef research in the European Union: a review. Pages 824-829 *in* ECOSET '95, International Conference on Ecological System Enhancement Technology for Aquatic Environment, Tokyo, Japan.
- Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M., 2000. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Jensen A.C., 2002a. The seventh international Conference on Artificial Reefs and Related Aquatic Habitats (CARAH). *ICES Journal of Marine Science* 59, S1-S2.
- Jensen A.C., 2002b. Artificial reefs in Europe: perspective and future. *ICES Journal of Marine Science* 59, S3-S13.
- Johnson C.R., Field C.A., 1993. Using fixed-effects model multivariate analysis of variance in marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 31, 177-221.
- Johnson D.R., Funicelli N.A., Bohnsack J.A., 1999. Effectiveness of an existing estuarine no-take fish sanctuary within the Kennedy space centre, Florida. *North American Journal of Fisheries Management* 19, 436-453.
- Johnson T.D., Barnett A.M., DeMartini E.E., Craft L.L., Ambrose R.F., Purcell L.J., 1994. Fish production and habitat utilization on a southern California artificial reef. *Bulletin of Marine Science* 55, 709-723.
- Jones G.P., Cole R.C., Battershill C.N., 1993. Marine Reserves: do they work? In *The Ecology of Temperate Reefs: Proceedings of the Second International Temperate Reef Symposium*, ed. NIWA Publications W., pp. 29-45, Auckland, New Zealand.

- Jordan K.B., Gilliam D.S., Spieler R.E., 2005. Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* In Press.
- Jouvenel J.-Y., 1992. Etude de la faune ichtyologique d'une zone rocheuse dans la région de Banyuls-sur-Mer en Méditerranée. EPHE, Perpignan, France.
- Jouvenel J.-Y., 1997. Ichtyofaune de la côte rocheuse des Albères (Méditerranée N.O., France). Thèse de Doctorat. Université de Perpignan, Perpignan.
- Jouvenel J.-Y., Pollard D.A., 2001. Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11, 1-9.
- Kelleher G., Kenchington R., 1992. Guidelines for establishing marine protected areas. A marine conservation and development report. IUCN, Gland, Switzerland.
- Kelleher G., Bleakley C., Wells S., 1995. A global representative system of marine protected areas, vol. 1. 10/03, The World Bank.
- Kelleher G., 1996. Recent developments and announcements - A global representative system of marine protected areas. *Ocean & Coastal Management* 32, 123-126.
- Kelly S., Scott D., MacDiarmid A.B., Babcock R.C., 2000. Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biological Conservation* 92.
- Kenchington R., 1991. Tourism development in the Great Barrier Reef marine park. *Ocean and Shoreline Management* 15, 57-78.
- Kenchington R., 1993. Tourism in coastal and marine environments - A recreational perspective. *Ocean & Coastal Management* 19, 1-16.
- Konovalov S.M., 1991. Marine national parks and preservation of biological diversity. In *Côtes et parcs marins de la Méditerranée - 4^e Colloque International*, pp. 34-39, Bastia - Corse.
- Kramer D.L., Chapman M.R., 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserves function. *Environmental Biology of Fishes* 55, 65-79.
- Kremen C., 1992. Assessing the indicator proprieties of species assemblage for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2, 203-217.
- Kremen C., 1994. Biological inventory using target taxa: A case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* 4, 407-422.
- Kremen C., Razafimahatratra V., Guillery R.P., Rakotomalala J., Weiss A., Ratsisompatrarivos J.-S., 1999. Designing the Masoala National Park in Madagascar based on biological and socioeconomic data. *Conservation Biology* 13, 1055-1068.

- Kritzer J., Davies C., 2005. Demographic variation within spatially structured reef fish populations: when are larger-bodied subpopulations more important? *Ecological Modelling* 182, 49-65.
- Kruse G.H., Bez N., Booth T., Dorn M., Hills S., Lipcius R., Pelletier D., Roy C., Smith S., S. W., editors. 2001. *Spatial Processes and Management of Marine Populations*. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks, Anchorage.
- Kulbicki M., 1998. How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 222, 11-30.
- La Mesa G., Vacchi M., 1999. An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *Marine Ecology* 20, 147-165.
- Lan C.-H., Chen C.-C., Hsui C.-Y., 2004. An approach to design spatial configuration of artificial reef ecosystem. *Ecological Engineering* 22, 217-226.
- Landres T.E., Verner J., Thomas J.W., 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology* 2, 316-329.
- Lasiak T., 1998. Multivariate comparisons of rocky infratidal macrofaunal assemblages from replicate exploited and non-exploited localities on the Transkei coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 167, 15-23.
- Lauck T., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R., 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications* 8, S72-S78.
- Ledoux L., R.K. Turner, 2002. Valuing ocean and coastal resources: A review of practical examples and issues for further action. *Ocean & Coastal Management* 45, 583-616.
- Leeworthy V.R., 1991. Recreational use value for John Pennekamp Coral Reef State Park and Key Largo National Marine Sanctuary. Strategic Environmental Assessment Division Report NOAA, Washington, D.C.
- Lenfant P., Le Guilloux E., Médioni E., Planes S., Romans P., 2000a. Plan de gestion de la Réserve Naturelle marine de Cerbère-Banyuls, Section A : approche descriptive et analytique de la Réserve naturelle. Rapport EPHE - Conseil Général des Pyrénées-Orientales, Perpignan.
- Lenfant P., Planes S., Licari M.-L., 2000b. Plan de gestion de la Réserve Naturelle marine de Cerbère-Banyuls, Section B et C : évaluation du patrimoine et définition des objectifs - plan de travail. Rapport EPHE - Conseil Général des Pyrénées-Orientales, Perpignan.

- Lenfant P., 2003. Demographic and genetic structure of white sea bream populations (*Diplodus sargus*, Linnaeus, 1758) inside and outside a Mediterranean marine reserve. *Comptes Rendus Biologies* 326, 751-760.
- Lenfant P., Louisy P., Licari M.-L., 2003. Recensement des mérours bruns (*Epinephelus marginatus*) de la réserve naturelle de Cerbère-Banyuls (France, Méditerranée) effectué en septembre 2001, après 17 années de protection. *Cybium* 27, 27-36.
- Letourneur Y., 1996. Réponse des peuplements et populations de poissons aux réserves marines : le cas de l'île de Mayotte, Océan Indien occidental. *Ecoscience* 3, 442-450.
- Licari M.-L., 1993. Ichtyofaune de la côte rocheuse des Pyrénées-Orientales (N.O. de la mer Méditerranée). Etude du recrutement et des populations adultes installées. EPHE, Perpignan, France.
- Licari M.-L., Lenfant P., Amouroux J.M., Dupuy de la Grandrive R., Labrune C., Foulquié M., Rochel E., Bonhomme P., Cadiou G., 2004. Document d'objectif site Natura 2000 "Posidonies de la Côte des Albères" Phase I : Inventaire et analyse de l'existant, vol. 3.
- Lindberg W.J., 1997. Can science resolve the attraction-production issue? *Fisheries* 22, 10-13.
- Lindeman K.C., Pugliese R., Waugh G.T., Ault J.S., 2000. Developmental patterns within a multispecies reef fishery: management applications for essential reef habitats and protected areas. *Bulletin of Marine Science* 66, 929-956.
- Link J.S., Brodziak J.K.T., Edwards S.F., Overholtz W.J., Mountain D., Jossi J., W., Smith T.D., Fogarty M.J., 2002. Marine ecosystem assessment in a fisheries management context. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 1429-1440.
- Linton D.M., Warner G.F., 2003. Biological indicators in the Caribbean coastal zone and their role in integrated coastal management. *Ocean & Coastal Management* 46, 261-276.
- Lipton D.W., Wellman K.F., 1995. Economic valuation of natural resources: A handbook for coastal resource policymakers. *Decision Analysis Series 5*, NOAA/Coastal Ocean Program, Silver Spring, MD.
- Lloret J., Planes S., 2003. Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 248, 197-208.
- Lubchenco J., Palumbi S.R., Gaines S.D., Andelman S., 2003. Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecological Applications* 13, S3-S7.
- Luckhurst B.E., Luckhurst K., 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49, 317-323.

- Macpherson E., Biagi F., Francour P., García-Rubies A., Harmelin J.G., Harmelin-Vivien M.L., Jouvenel J.Y., Planes S., Vigliola L., Tunesi L., 1997. Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 160, 135-147.
- Macpherson E., Goedoa A., García-Rubies A., 2002. Biomass size spectra in littoral fishes in protected and unprotected areas in the NW Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 777-788.
- Mahévas S., Pelletier D., 2004. ISIS-Fish, a generic and spatially explicit simulation tool for evaluating the impact of management measures on fisheries dynamics. *Ecological Modelling* 171, 65-84.
- Man A., Law R., Polunin N.V.C., 1995. Role of marine reserves in recruitment to reef fisheries: a metapopulation model. *Biological Conservation* 71.
- Mangel M., 1998. No-take areas for sustainability of harvested species and a conservation invariant for marine reserves. *Ecology Letters* 1, 87-90.
- Mangel M., 2000. Trade-offs between fish habitat and fishing mortality and the role of reserves. *Bulletin of Marine Science* 66, 663-674.
- Manté C., Dauvin J.C., Durbec J.P., 1995. Analyse de l'évolution temporelle de communautés macrobenthiques à partir des probabilités de présence des espèces. *Oceanologica Acta* 20, 71-79.
- Manté C., Claudet J., Rebzani-Zahaf C., 2003. Fairly processing rare and common species in multivariate analysis of ecological series. *Acta Biotheoretica* 51, 277-294.
- Man-Wai R., 1985. Les sars du Golfe du Lion. *D. sargus*, *D. vulgaris*, *D. annularis* (Pisces, Sparidae). *Ecobiologie - Pêche*. Université des Sciences et Techniques du Languedoc-Roussillon, Perpignan.
- Mapstone B.D., 1995. Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I, and Type II errors. *Ecological Applications* 5, 401-410.
- McAllister D.E., 1988. Environmental, economic and social costs of coral reef destruction in the Philippines. *Galaxea* 7, 161-178.
- McArdle B.H., Anderson M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82, 290-297.
- McArdle B.H., Anderson M.J., 2004. Variance heterogeneity, transformation and models of species abundance: a cautionary tale. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, 1294-1302.

- McClanahan T.R., Muthiga N.A., 1988. Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia* 166, 269-276.
- McClanahan T.R., 1994. Kenyan coral reef lagoon fish: effects of fishing, substrate complexity, and sea urchins. *Coral Reefs* 13, 231-241.
- McClanahan T.R., Kaunda-Arara B., 1996. Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology* 10, 1187-1199.
- McClanahan T.R., Muthiga N.A., Kamukuru A.T., Machano H., Kiambo R.W., 1999. The effects of marine parks and fishing on coral reefs of northern Tanzania. *Biological Conservation* 89, 161-182.
- McClanahan T.R., Mangi S., 2000. Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on the adjacent fishery. *Ecological Applications* 10, 1792-1805.
- McClanahan T.R., Arthur R., 2001. The effect of marine reserves and habitat on populations of east African coral reef fishes. *Ecological Applications* 11, 559-569.
- Medley P.A., Gaudian G., Wells S., 1993. Coral reef fisheries stock assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3, 242-285.
- Meganck R.A., 1991. Coastal parks as development catalysts: A Caribbean example. *Ocean and Shoreline Management* 15, 25-36.
- Meinesz A., Lefevre J.R., Beurier J.-P., Boudouresque C.-F., Miniconi R., O'Neill J., 1983. Les zones marines protégées des côtes françaises de Méditerranée. *Bulletin Ecologie* 14, 35-50.
- Meyer C.G., Holland K.N., Wetherbee B.M., Lowe C.G., 2000. Movement patterns, habitat utilization, home range size and site fidelity of whitesaddle goatfish, *Parupeneus porphyreus*, in a marine reserve. *Environmental Biology of Fishes* 59, 235-242.
- Micheli F., Halpern B., Botsford L.W., Warner R.R., 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications* 14, 1709-1723.
- Milazzo M., Chemello R., Badalamenti F., Riggio S., 2002. Short-term effect of human trampling on the upper infralittoral macroalgae of Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82, 745-748.
- Millar R.B., Willis T.J., 1999. Estimating the relative density of snapper in and around a marine reserve using a log-linear mixed-effects model. *Australian & New Zealand Journal of Statistics* 41.
- Millard S.P., Lettenmaier D.P., 1986. Optimal design of biological sampling programs using analysis of variance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 22, 637-656.

- Miller M.W., 2002. Using ecological process to advance artificial reef goals. *ICES Journal of Marine Science* 59, S27-S31.
- Moberg F., Folke C., 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29, 215-233.
- Moberg F., Rönnbäck P., 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: Interactions, substitutions and restoration. *Ocean & Coastal Management* 46, 27-46.
- Moreno I., 2002. Effects of substrate on the artificial reef fish assemblage in Santa Eulía Bay (Ibiza, western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science* 59, S144-S149.
- Mosqueira I., Côté I.M., Jennings S., Reynolds J., 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation* 4, 321-332.
- Mouillot D., Culioli J.-M., Do Chi T., 2002. Indicator species analysis as a test of non-random distribution of species in the context of marine protected areas. *Environmental Conservation* 29, 385-390.
- Murawisky S.A., Finn J.T., 1998. Biological bases for mixed-species fisheries: Species co-distribution in relation to environmental and biotic variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 1720-1735.
- Murray J.D., Betz C.J., 1994. User views of artificial reef management in the southern U.S. *Bulletin of Marine Science* 55, 970-981.
- Murray S.N., Ambrose R.F., Bohnsack J.A., Botsford L.W., Carr M.H., Davis G.E., Dayton P.K., Gotshall D., Gunderson D.R., Hixon M.A., Lubchenco J., Mangel M., MacCall A., McArdle D.A., 1999. No-take reserve networks: sustaining fishery populations and marine ecosystems. *Fisheries* 24, 11-25.
- Nakamura M., 1985. Evolution of artificial fishing reef concepts in Japan. *Bulletin of Marine Science* 37, 271-278.
- National Research Council, 2001. *Marine Protected Areas: Tools for sustaining ocean ecosystems*. National Academy of Sciences, Washington DC.
- Neigel J.E., 2003. Species-area relationships and marine conservation. *Ecological Applications* 13, S138-S145.
- Nicholson M., Fryer R., 2002. Developing effective environmental indicators--does a new dog need old tricks? *Marine Pollution Bulletin* 45, 53-61.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), 1996. Magnuson-Stevens fishery conservation and management act, as amended through October 11, 1996. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-23.

- Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, 355-364.
- Nowlis J.S., Roberts C.M., 1999. Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *Fishery Bulletin* 97, 604-616.
- Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Porcher J.-P., 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France. *Freshwater Biology* 47, 1720-1734.
- Ody D., Harmelin J.-G., 1994. Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybiurn* 18, 57-70.
- Olsen S.B., 2003. Frameworks and indicators for assessing progress in integrated coastal management initiatives. *Ocean & Coastal Management* 46, 347-361.
- Osenberg C.W., Schmitt R.J., 1994. Detecting human impacts in marine habitats. *Ecological Applications* 4, 1-2.
- Osenberg C.W., Schmitt R.J., Holbrook S.J., Abu-Saba K.E., Flegal A.R., 1994. Detection of environmental impacts: natural variability, effect size, and power analysis. *Ecological Applications* 4, 16-30.
- Osenberg C.W., Sarnelle O., Cooper S.D., Holt R.D., 1999. Resolving ecological questions through meta-analysis: goals, metrics, and models. *Ecology* 80, 1105-1117.
- Osenberg C.W., St. Mary C.M., Wilson J.A., Lindberg W.J., 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science* 59, S214-S221.
- Ottaviani D., Lasinio G., Boitani L., 2004. Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling* 179, 417-443.
- Paddack M.J., Estes J.A., 2000. Kelp forest fish populations in marine reserves and adjacent exploited areas of central California. *Ecological Applications* 10, 855-870.
- Palumbi S.R., 2002. Marine reserves. A tool for ecosystem management and conservation. Pew Oceans Commission, 2101 Wilson Boulevard, Suite 550. Arlington, Virginia 22201.
- Parsons D.M., Babcock R.C., Hankin R.K.S., Willis T.J., Aitken J.P., O'Dor R.K., Jackson G.D., 2003. Snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) home range dynamics: acoustic tagging studies in a marine reserve. *Marine Ecology Progress Series* 262, 253-265.
- Pary B., 2000. Les récifs artificiels. Un outil d'aménagement de la bande côtière pour soutenir la pêche professionnelle. L'exemple du Languedoc-Roussillon. In *Actes de la Conférence Ressources marine*, pp. 475-486. Dalloz.

- Pary B., 2004. Récifs artificiels en Languedoc-Roussillon : des outils originaux d'aménagement de la bande côtière. CEPRALMAR, 13 p.
- Pastors M.A., Rijnsdorp A.D., Van Beek F.A., 2000. Effects of partially closed area in the North Sea ("plaice box") on stock development of plaice. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1014-1022.
- Pauly D., 1998. Use of Ecopath with Ecosim to evaluate strategies for sustainable exploitation of multi-species resources. *Fisheries Centre Research Reports* 6.
- Pauly D., Christensen V., Guénette S., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R., Zeller D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.
- Pelletier D., Magal P., 1996. Dynamics of a migratory population under different fishing effort allocation schemes in time and space. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 1186-1199.
- Pelletier D., 2001. Reflections on the Symposium "Spatial processes and management of marine populations". In *Spatial processes and management of marine populations*, eds. Kruse G.H., Bez N., Booth T., Dorn M., Hills S., Lipcius R., D. P., Roy C., Smith S., Witherell D., pp. 685-694, University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks.
- Pelletier D., Mahévas S., Poussin B., Bayon J., André P., Royer J.C., 2001. A conceptual model for evaluating the impact of spatial management measures on the dynamics of a mixed fishery. Pages 53-66 in Kruse G.H., Bez N., Booth T., Dorn M., Hills S., Lipcius R., Pelletier D., Roy C., Smith S., S. W., editors. *Spatial Processes and Management of Marine Populations*. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks.
- Pelletier D., Benedetti-Cecchi L., García-Charton J.A., Ferraris J., Claudet J., Cury P., Amand M., Jennings S., 2004. Ecological indicators for evaluating the performance of marine protected areas: Current status and perspective. *Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management*, International Symposium, March 31-April 3 2004, Paris, France, 61.
- Pelletier D., García-Charton J.A., Ferraris J., David G., Thébaud O., Letourneur Y., Claudet J., Amand M., Kulbicki M., Galzin R., 2005. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: A multidisciplinary standpoint. *Aquatic Living Resources* 18, 15-33.
- Pendleton L.H., 1995. Valuing coral reef protection. *Ocean & Coastal Management* 26, 119-130.
- Perkol-Finkel S., Benayahu Y., 2004. Community structure of stony and soft corals on vertical unplanned artificial reefs in Eilat (Red Sea): comparison to natural reefs. *Coral Reefs* 23, 195-205.

- Perkol-Finkel S., Benayahu Y., 2005. Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: shifts in community structure one decade post-deployment. *Marine Environmental Research* 59, 79-99.
- Peterman R.M., 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47, 2-15.
- Peters R.H., 1983. *The ecological implication of body size*. Cambridge University Press.
- Pezzey J.C.V., Roberts C.M., Urdal B.T., 2000. A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecological Economics* 33, 77-91.
- Pickering H., Whitmarsh D., 1997. Artificial reefs and fisheries: A review of the "attraction versus production" debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research* 31, 39-59.
- Pickering H., Whitmarsh D., Jensen A., 1998. Artificial reefs as a tool to aid rehabilitation of coastal ecosystems: investigating the potential. *Marine Pollution Bulletin* 37, 505-514.
- Piet G.J., Rijnsdorp A.D., 1998. Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected are ("plaice box"). *ICES Journal of Marine Science* 55, 420-429.
- Pinn E., Mitchell K., Corkill J., 2005. The assemblages of groynes in relation to substratum age, aspect and microhabitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62, 271-282.
- Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Francour P., Badalamenti F., Chemello R., Harmelin-Vivien M., Hereu B., Milazzo M., Zabala M., D'Anna G., Pipitone C., 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation* 27, 179-200.
- Pitcher T.J., Hart P.B., Pauly D., editors. 1998. *Reinventing Fisheries Management*. Kluwer Academic Press, London, U.K.
- Pitcher T.J., Buchary E.A., Sumalia U.R., 2000. Spatial ecosystem simulation of no-take human-made reefs in marine protected areas: forecasting the costs and benefits in Honk Kong. *Fisheries Centre Research Reports* 9, 146-170.
- Pitcher T.J., Seaman W.J., 2000. Petrarch's Principle: how protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems. *Fish and Fisheries* 1, 73-81.
- Pitcher T.J., Buchary E.A., Hutton T., 2002. Forecasting the benefits of no-take human-made reefs using spatial ecosystem simulation. *ICES Journal of Marine Science* 59, S17-S26.
- Plan Development Team, 1990. *The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. Southern Atlantic*. Technical Memorandum NMFS-SEFC 261, NOAA.

- Planes S., Macpherson E., Biagi F., Garcia-Rubies A., Harmelin J., Harmelin-Vivien M., Jouvenel J.-Y., Tunesi L., Vigliola L., Galzin R., 1999. Spatio-temporal variability in growth of juvenile sparid fishes from the Mediterranean littoral zone. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 79, 137-143.
- Planes S., Galzin R., García-Rubies A., Goñi R., Harmelin J.-G., Le Diréach L., Lenfant P., Quetglas A., 2000a. Effects of marine protected areas on recruitment processes with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environmental Conservation* 27, 126-143.
- Planes S., Lenfant P., Romans P., Lecchini D., Jacquet S., Crech'riou R., Sasal P., Duchêne J.C., Licari M.-L., 2000b. Etude de l'"effet réserve" dans la Réserve Naturelle de Banyuls-Cerbère. Rapport EPHE - Plan Etat-Région.
- Polacheck T., 1990. Year round closed areas as a management tool. *Natural Resource Modeling* 4, 327-354.
- Pollnac R.B., Crawford B.B., Goroscope M.L.G., 2001. Discovering factors that influence the success of community-based marine protected areas in the Visayas, Philippines. *Ocean & Coastal Management* 44, 683-710.
- Polovina J.J., Sakai I., 1989. Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan. *Bulletin of Marine Science* 44, 997-1003.
- Polovina J.J., 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. In *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*, pp. 153-176. Academic Press.
- Polunin N.V.C., Roberts C.M., 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 100, 167-176.
- Polunin N.V.C., 2000. Papers from the ECOMARE project. *Environmental Conservation* 27, 95-200.
- Pomeroy C., 1999. Social considerations for marine resource management: evidence from Big Creek Ecological Reserve. *CalCOFI Reports* 40, 118-125.
- Pondella II D.J., Stephens J.S.J., 1994. Factors affecting the abundance of juvenile fish on a temperate artificial reef. *Bulletin of Marine Science* 55, 1216-1223.
- Pondella II D.J., Stephens J.S.J., Craig M., T., 2002. Fish production of a temperate artificial reef based on the density of embiotocids (Teleostei: Perciformes). *ICES Journal of Marine Science* 59, S88-S93.
- Potts T.A., Hulbert A.W., 1994. Structural influences of artificial and natural habitats on fish aggregations in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science* 55, 609-622.

- Rakitin A., Kramer D.L., 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series* 131, 97-113.
- Ramos-Esplà A.A., Guillén J.E., Bayle J.T., Sánchez-Jerez P., 2000. Artificial anti-trawling reefs of Alicante, south-eastern Iberian peninsula: Evolution of reef block and set design. In *Artificial Reefs in European Seas*, eds. Jensen A.C., Collins K.J., Lockwood A.P.M., pp. 195-218. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Relini G., Relini M., Torchia G., De Angelis G., 2002a. Trophic relationships between fishes and an artificial reef. *ICES Journal of Marine Science* 59, S36-S42.
- Relini G., Relini M., Torchia G., Palandri G., 2002b. Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES Journal of Marine Science* 59, S132-S137.
- Rijnsdorp A.D., Pastoors M.A., 1995. Modelling the spatial dynamics and fisheries of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) based on tagging data. *ICES Journal of Marine Science* 52, 963-980.
- Rilov G., Benayahu Y., 1998. Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Marine Environmental Research* 45, 431-451.
- Rilov G., Benayahu Y., 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine Biology* 136, 931-942.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1, 65-91.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1992a. Effects of marine reserve protection on Northern Red Sea fish populations. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium*, 969-977.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1992b. Effects of marine reserve protection on northern Red Sea fish population. In *Seventh International Coral Reef Symposium*, pp. 969-977, Guam.
- Roberts C.M., Polunin N.V.C., 1993. Marine reserves: simple solutions to managing complex fisheries? *Ambio* 22, 363-368.
- Roberts C.M., 1995. Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conservation Biology* 9, 815-826.
- Roberts C.M., Sargant H., 2000. Estimating the fishery benefits of fully-protected marine reserves: why habitat and behaviour are important. *Fisheries Centre Research Reports* 9, 171-182.
- Roberts C.M., Bohnsack J.A., Gell F.R., Hawkins J.P., Goodridge R., 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294, 1920-1923.

- Rochet M.-J., Trenkel V., 2003. Which community indicator can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60, 86-99.
- Rodwell L.D., Barbier E.B., Roberts C.M., McClanahan T.R., 2000. A bioeconomic analysis of tropical marine reserve-fishery linkages: Mombasa Marine National Park. *Fisheries Centre Research Reports* 9, 183-197.
- Rogers C.S., Beets J., 2001. Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands. *Environmental Conservation* 28, 312-322.
- Rolstad J., Sætersdal M., Gjerde I., Storaunet K.O., 2002. Wooddecaying fungi in boreal forest: Are species richness and abundances influenced by small-scale spatiotemporal distribution of dead wood? *Biological Conservation* 117, 539-555.
- Rosenzweig M.L., 1992. Species diversity gradients: we know more and less than we thought. *Journal of Mammalogy* 3, 715-730.
- Rotenberry J.T., Wiens J.A., 1985. Statistical power analysis and community-wide patterns. *American Naturalist* 125, 164-168.
- Rouphael A.B., Inglis G.J., 2001. "Take only photographs and leave only footprints?" An experimental study of the impacts of underwater photographers in a coral reef dive site. *Biological Conservation* 100, 281-287.
- Rowe S., 2002. Population parameters of American lobster inside and outside no-take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland. *Fisheries Research* 56, 167-175.
- Rowley R.J., 1994. Case studies and reviews - Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4, 233-254.
- Rudd M.A., Tupper M.H., Folmer H., van Kooten G.C., 2003. Policy analysis for tropical marine reserves: challenges and directions. *Fish and Fisheries* 4, 65-85.
- Ruddle K., 1989. Traditional sole property rights and modern inshore fisheries management in the Pacific basin. Pages 68-76 *in* Campbell H., Menz K., Waugh G., editors. *Economics of Fishery Management in the Pacific Islands Region*. Aciar proceedings.
- Ruddle K., Johannes R.E., 1990. *Traditional marine resource management in the Pacific basin: An anthology*. UNESCO, Jakarta, Indonesia.
- Russ G.R., 1985. Effects of protective management on coral reef fishes in the central Philippines. In *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress*, pp. 219-224, Tahiti.
- Russ G.R., Alcala A.C., 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 56, 13-27.

- Russ G.R., 1991. Coral reefs fisheries: Effects and yields. In *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*, ed. Sale P.F., pp. 601-637. Academic press, London.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1996a. Marine reserves: rates and patterns of recovery and decline of large predatory fish. *Ecological Applications* 6, 947-961.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1996b. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series* 132, 1-9.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1998a. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: Community and trophic responses. *Coral Reefs* 17, 383-397.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1998b. Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: Role of life history and fishing intensity in family responses. *Coral Reefs* 17, 399-416.
- Russ G.R., Alcalá A.C., 1999. Management histories of Sumilon and Apo marine reserves, Philippines, and their influence on national marine resource policy. *Coral Reefs* 18, 307-319.
- Russ G.R., 2002. Yet another review of marine reserve as reef fishery management tools. In *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*, ed. Sale P.F., pp. 421-443. Academic Press, San Diego.
- Sætersdal M., Gjerde I., Blom H., 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122, 305-316.
- Sainsbury K., Sumaila U.R., 2003. Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including "best practice" reference points and use of marine protected areas. In *Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem*, eds. Sinclair M., Valdimarsson G., pp. 343-361. FAO.
- Sala E., Aburto-Oropeza O., Paredes G., Parra I., Barrera J.C., Dayton P.K., 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298, 1991-1993.
- Sale P., Cowen R., Danilowicz B., Jones G., Kritzer J., Lindeman K., Planes S., Polunin N., Russ G., Sadovy Y., Steneck R., 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 74-80.
- Sale P.F., 1998. Appropriate spatial scales for studies of reef-fish ecology. *Australian Journal of Ecology* 23, 202-208.
- Sale P.F., editor. 2002. *Coral reef fishes*. Elsevier Science.
- Salm R.V., Clark J.R., Siirila E., 2000. *Marine and coastal protected areas: A guide for planners and managers*. IUCN.
- Salmona P., Verardi D., 2001. The marine protected area of Portofino, Italy: a difficult balance. *Ocean & Coastal Management* 44, 39-60.

- Salvat B., Haapkylä J., Schrimm M., 2002. Coral reef protected areas in international instruments. Man and Biosphere Programme, UNESCO.
- Samples K.C., Sproul J.T., 1985. Fish aggregating devices and open-access commercial fisheries: a theoretical inquiry. *Bulletin of Marine Science* 37, 305-317.
- Sánchez-Jerez P., Gillanders B.M., Rodríguez-Ruiz S., Ramos-Esplá A.A., 2002. Effect of an artificial reef in *Posidonia* meadows on fish assemblage and diet of *Diplodus annularis*. *ICES Journal of Marine Science* 59, S59-S68.
- Sánchez-Lizaso J.L., Goñi R., Reñones O., García-Charton J.A., Galzin R., Bayle J.T., Sánchez Jerez P., Pérez-Ruzafa Á., Ramos A.A., 2000. Density dependence in marine protected populations: a review. *Environmental Conservation* 27, 144-158.
- Sanchirico J., Wilen J., 2002. The impacts of marine reserves on limited-entry fisheries. *Natural Resource Modeling* 15, 291-310.
- Sanchirico J.N., Wilen J.E., 2001. A bioeconomic model of marine reserve creation. *Journal of Environmental Economics and Management* 42, 257-276.
- Sant M., 1996. Environmental sustainability and the public: responses to a proposed marine reserve at Jervis Bay, New South Wales, Australia. *Ocean & Coastal Management* 32, 1-16.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Lassère G., 1995. A four year overview of the fish assemblages and yield on two artificial reef systems off Algarve (south Portugal). In *Proceedings of the 30th European Marine Biological Symposium*, pp. 345-352, Southampton, UK.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Lassère G., 1996a. Faune ichtyologique comparée de deux récifs artificiels du littoral de la Ria Formosa (lagune Portugal) : résultats préliminaires. *Oceanologica Acta* 19, 89-96.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Lassère G., 1996b. Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: a review. In *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, pp. 18, Ancona, Italy.
- Santos M.N., Monteiro C.C., 1997. The Olhão artificial reef system (south Portugal): fish assemblage and fishing yield. *Fisheries Research* 30, 33-41.
- Santos M.N., Monteiro C.C., 1998. Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (Algarve, south Portugal). *Fisheries Research* 39, 55-65.
- Santos M.N., Monteiro C.C., Gaspar M.B., 2002. Diurnal variations in the fish assemblage at an artificial reef. *ICES Journal of Marine Science* 59, S32-S35.

- Sasal P., Faliex E., Morand S., 1996. Population structure of *Gobius bucchichii* in a Mediterranean marine reserve and in an unprotected area. *Journal of Fish Biology* 49, 352-356.
- Sayer M.D.J., Wilding T.A., 2002. Planning, licensing, and stakeholder consultation in an artificial reef development: the Loch Linnhe reef, a case study. *ICES Journal of Marine Science* 59, S178-S185.
- Schafer C.S., Benzaken D., 1998. User perceptions about wilderness on Australian's Great Barrier Reef. *Coastal Management* 26, 79-91.
- Scholz A., K. B., Fujita R.B., N. e., Woodling N., P. B., C. S., 2003. Participatory socioeconomic analysis: Drawing on fishermen's knowledge for marine protected area planning in California. *Marine policy* 28, 335-349.
- Schroeter S.C., Dixon J.D., Kastendiek J., Smith R.O., Bence J.R., 1993. Detecting the Ecological Effects of Environmental Impacts: A Case Study of Kelp Forest Invertebrates. *Ecological Applications* 3, 331-350.
- Schwartz M.W., 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30, 83-108.
- Seaman W.J., 1996. Does the level of design influence success of an artificial reef? In *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*, pp. 13, Ancona, Italy.
- Seaman W.J., 2000. *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*. CRC, Boca Raton, Florida, USA.
- Seaman W.J., Jensen A.C., 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*, ed. Seaman W.J., pp. 1-19. *Marine Science Series*, CRC, Boca Raton, Florida, USA.
- Seaman W.J., 2002. Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evaluation. *ICES Journal of Marine Science* 59, S14-S16.
- Shafer C.L., 1999. National park and reserve planning to protect biological diversity: some basic element. *Landscape and Urban Planning* 44, 123-153.
- Shears N.T., Babcock R.C., 2002. Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132, 131-142.
- Shears N.T., Babcock R.C., 2003. Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series* 246, 1-16.
- Sheng P.Y., 2000. Physical characteristics and engineering at reef sites. In *Artificial reef evaluation with application to natural marine habitats*, ed. Seaman W.J., pp. 51-94. *Marine Science Series*, CRC, Boca Raton, Florida, USA.

- Sherman R.L., Gilliam D.S., Spieler R.E., 2002. Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Journal of Marine Science* 59, S196-S200.
- Shin Y.-J., Cury P., 2001. Exploring fish community dynamics through size-dependent trophic interactions using a spatialized individual-based model. *Aquatic Living Resources* 14, 65-80.
- Shyue S.-w., Yang K.-c., 2002. Investigating terrain changes around artificial reefs by using a multi-beam echosounder. *ICES Journal of Marine Science* 59, S338-S342.
- Silva M.E., Gately E.M., Desilvestre I., 1986. A bibliographic listing of coastal and marine protected areas: A global survey. Technical Report WHOI-86-11, Woodshole Oceanographic Institute.
- Sluka R., Chiappone M., Sullivan Sealey K.M., Wright R., 1997. The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the central Bahamas. In *Proc 8th Int Coral Reef Sym*, pp. 1961-1964.
- Sosa-López A., Mouillot D., Do Chi T., Ramos-Miranda J., 2005. Ecological indicators based on fish biomass distribution along trophic levels: an application to the Terminos coastal lagoon, Mexico. *ICES Journal of Marine Science* 62, 453-458.
- Spash C., van den Werff T., Bosch J.D., Westmacott S., Ruitenbeek H.J., 1998. Lexicographic preferences and the contingent valuation of coral reef biodiversity in Curacao and Jamaica. *Resource Analysis Report 98-327*, World Bank.
- Spurgeon J.P.G., 1992. The economic valuation of coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 11, 529-536.
- Steimle F., Foster K., Kropp R., Conlin B., 2002. Benthic macrofauna productivity enhancement by an artificial reef in Delaware Bay, USA. *ICES Journal of Marine Science* 59, S100-S105.
- Steimle F.W., Meier M.H., 1997. What information do artificial reef managers really want from fishery science? *Fisheries* 22, 6-8.
- Stem C., Margoluis R., Salafsky N., Brown M., 2005. Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. *Conservation Biology* 19, 295-309.
- Stephens J.S.J., Morris P.A., Pondella II D.J., Koonce T.A., Jordan G.A., 1994. Overview of the dynamics of an urban artificial reef fish assemblage at King Harbor, California, USA, 1974-1991: a recruitment driven system. *Bulletin of Marine Science* 55, 1224-1239.
- Stephens J.S.J., Pondella II D.J., 2002. Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. *ICES Journal of Marine Science* 59, S51-S58.

- Stevens T., Connolly R.M., 2004. Testing the utility of abiotic surrogates for marine habitat mapping at scales relevant to management. *Biological Conservation* 119, 351-362.
- Stewart-Oaten A., Bence J.R., 2001. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecological Monographs* 71, 305-339.
- St-Mary C.M.S., Osenberg C.W., Frazer T.K., Lindberg W.J., 2000. Stage structure, density dependence and the efficacy of marine reserves. *Bulletin of Marine Science* 66, 675-690.
- Stoner A.W., Ray M., 1996. Queen conch, *Strombus gigas*, in fished and unfished locations in the Bahamas: Effects of a marine fishery reserve on adults, juveniles, and larval production. *Fishery Bulletin* 94, 551-565.
- Sumaila U.R., Guénette S., Alder J., Chuenpagdee R., 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science* 57, 752-760.
- Sumaila U.R., Alder J., 2001. Economic of marine protected areas. University of British Columbia, Vancouver.
- Sumaila U.R., Charles A.T., 2002. Economic models of marine protected areas: An introduction. *Natural Resource Modeling* 15, 261-272.
- Suman D., Shivlani M., Milon J.W., 1999. Perceptions and attitudes regarding marine reserves: a comparison of stakeholder groups in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Ocean & Coastal Management* 42, 1019-1040.
- Supriatna A.K., Possingham H.P., 1998. Optimal harvesting for a predator-prey metapopulation. *Bulletin of Mathematical Biology* 60, 49-65.
- Taggart S.J., Hooge P.N., Mondragon J., Andrews A., 2002. Testing the effectiveness of a high latitude marine reserve network: a multi-species movement study in Glacier Bay National Park, Alaska. *in*.
- Talbot F.H., 1994. Coral reef protected areas: What are they worth? In *Marine Protected Areas and Biosphere Reserves: Towards a New Paradigm*, ed. Brunckhorst D., pp. 40-44. Australian Nature Conservation Agency, Canberra.
- Taylor B.L., Gerrodette T., 1993. The Uses of Statistical Power in Conservation Biology: The Vaquita and Northern Spotted Owl. *Conservation Biology* 7, 489-500.
- Terlizzi A., Benedetti-Cecchi L., Bevilacqua S., Fraschetti S., Guidetti P., Anderson M.J., 2005. Multivariate and univariate asymmetrical analyses in environmental impact assessment: a case study of Mediterranean subtidal sessile assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 289, 27-42.

- Tessier E., Chabanet P., Pothin K., Soria M., Lasserre G., 2005. Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 315, 17-30.
- Therneau T.M., Atkinson B., Ripley B., Oksanen J., De'ath G., 2004. The mvpart Package. *in* De'ath G., editor. *Multivariate partitioning*.
- Thomas L., Juanes F., 1996. The importance of statistical power analysis: an example from animal behaviour. *Animal Behaviour* 52, 856-859.
- Thompson P.M., Wilson B., Grellier K., Hammond P.S., 2000. Combining power analysis and population viability analysis to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. *Conservation Biology* 14, 1253-1263.
- Thorrold S.R., Latkoczy C., Swart P.K., Jones C.M., 2001. Natal homing in a marine fish metapopulation. *Science* 291, 297-299.
- Thresher R.E., 1984. *Reproduction in reef fishes*. T.F.H. Publications, Neptune City, U.S.A.
- Toft C.A., Shea P.J., 1983. Detecting community-wide patterns: Estimating power strengthens statistical inference. *American Naturalist* 122, 618-625.
- Topping D.T., Lowe C.G., Caselle J.E., 2005. Home range and habitat utilization of adult California sheephead, *Semicossyphus pulcher* (Labridae), in a temperate no-take marine reserve. *Marine Biology* 147, 301-311.
- Tratalos J.A., Austin T.J., 2001. Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* 102, 67-75.
- Tuck G.N., Possingham H.P., 1994. Optimal harvesting strategies for a metapopulation. *Bulletin of Mathematical Biology* 56, 107-127.
- Tuck G.N., Possingham H.P., 2000. Marine protected areas for spatially structured exploited stocks. *Marine Ecology Progress Series* 192, 89-101.
- Tupper M., Hunte W., 1998. Predictability of fish assemblages on artificial and natural reefs in Barbados. *Bulletin of Marine Science* 62, 919-935.
- Turner R.K., Adger W.N., 1996. *Coastal zone resources assessment guidelines. 4, LOICZ Core Project - Netherlands Institute for Sea Research, Texel, Netherlands*.
- Tuya F.C., Soboil M.L., Kido J., 2000. An assessment of the effectiveness of marine protected areas in the San Juan Islands, Washington, USA. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1218-1226.
- Tyler A.V., Gabriel W.L., Overholtz W.J., 1982. Adaptive management based on structure of fish assemblages of Northern Continental Shelves. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 146-156.

- Underwood A.J., 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 19, 513-605.
- Underwood A.J., Peterson C.H., 1988. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Marine Ecology Progress Series* 46, 227-234.
- Underwood A.J., 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42, 569-587.
- Underwood A.J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161, 145-178.
- Underwood A.J., 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18, 99-116.
- Underwood A.J., 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4, 3-15.
- Underwood A.J., 1996. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. In *Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats*, eds. Schmitt R.J., Osenberg C.W., pp. 151-178. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Underwood A.J., 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Underwood A.J., Chapman M.G., 1998. A method for analysing spatial scales variation in composition of assemblages. *Oecologia* 117, 570-578.
- Underwood A.J., 2000. Importance of experimental design in detecting and measuring stresses in marine populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7, 3-24.
- Underwood A.J., Chapman M.G., 2003. Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296, 49-70.
- Underwood A.J., Chapman M.G., Roberts D.E., 2003. A practical protocol to assess impacts of unplanned disturbance: a case study in Tuggerah Lakes estuary. *Ecological Management & Restoration* 4, 4-11.
- Valavanis V.D., Georgakarakos S., Kapantagakis A., Palialexis A., Katara I., 2004. A GIS environmental modelling approach to essential fish habitat designation. *Ecological Modelling* 178, 417-427.

- Valles H., Sponaugle S., Oxenford H.A., 2001. Larval supply to a marine reserve and adjacent fished area in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *Journal of Fish Biology* 59, 152-177.
- Wallace S.S., 1999. Evaluating the effects of three forms of marine reserves on northern abalone populations in British Columbia, Canada. *Conservation Biology* 13, 882-887.
- Walters C., Pauly D., Christensen V., 1999. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2, 539-554.
- Walters C.J., Christensen V., Pauly D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 139-172.
- Walters C.J., Bonfil R., 1999. Multispecies spatial assessment models for the British Columbia groundfish trawl fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 601-628.
- Walters C.W., Hall N., Brown R., Chubb C., 1993. Spatial model for the population dynamics and exploitation of the western Australian rock lobster, *Panulirus cygnus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 1650-1662.
- Wantiez L., Thollot P., Kulbicki M., 1997. Effects of marine reserves on coral reef fish communities from five islands in New Caledonia. *Coral Reefs* 16, 215-224.
- Ward T.J., Vanderklift M.A., Nicholls A.O., Kenchington R.A., 1999. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. *Ecological Applications* 9, 691-698.
- Ward T.J., 2000. Indicators for assessing the sustainability of Australia's marine ecosystems. *Marine and Freshwater Research* 51, 435-446.
- Warwick R.M., 1993. Environmental impacts studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* 18, 63-80.
- Watson M., Righton D., Austin T., Ormond R., 1996. The effects of fishing on coral reef fish abundance and diversity. *Journal of the Marine Biological Association U.K.* 76, 229-233.
- Watson R., Alder J., Walters C., 2000. A dynamic mass-balance model for marine protected areas. *Fish and Fisheries* 1, 94-98.
- Weatherley A.H., Gill, H.S., 1987. *The biology of fish growth*. Academic Press, London, UK.
- Westera M., Lavery P., Hyndes G., 2003. Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 294, 145-168.

- White A.T., Loke C.M., De Silva M.W.R.N., Guarin F.Y., 1990. Artificial reefs for marine habitat enhancement in Southeast Asia. ICLARM Education Series 11, 45.
- Whitmarsh D., Pickering H., 1995. Economic appraisal of artificial reefs: case-study. CEMARE Research Paper 85, 9.
- Whitmarsh D., Pickering H., 1997. Commercial exploitation of artificial reefs: economic opportunities and management imperatives. CEMARE Research Paper 115, 19.
- Wiens J., Parker K., 1995. Analyzing the effects of accidental environmental impacts: approaches and assumptions. *Ecological Applications* 5, 1069-1083.
- Wilding T.A., Sayer M.D.J., 2002a. Evaluating artificial reef performance: approaches to pre- and post-deployment research. *ICES Journal of Marine Science* 59, S222-S230.
- Wilding T.A., Sayer M.D.J., 2002b. The physical and chemical performance of artificial reef blocks made using quarry by-products. *ICES Journal of Marine Science* 59, S250-S257.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., 2000. Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited video. *Marine Ecology Progress Series* 198, 249-260.
- Willis T.J., D.M. P., Babcock R.C., 2001. Evidence for site fidelity of snapper (*Pagrus auratus*) within a marine reserve. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35, 581-590.
- Willis T.J., Anderson M.J., 2003. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. *Marine Ecology Progress Series* 257, 209-221.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., 2003a. Protection of exploited fish in temperate regions: High density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology* 40, 214-227.
- Willis T.J., Millar R.B., Babcock R.C., Tolimieri N., 2003b. Burdens evidence and the benefits of marine reserves: putting Descartes before des horse? *Environmental Conservation* 30, 97-103.
- Wilson J.A., Osenberg C.W., St. Mary C.M., Watson C.A., Lindberg W.J., 2001. Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fishes. *Aquarium Sciences and Conservation* 3, 95-105.
- Wolfenden J., Cram M., McAuley L., 1998. Marine reserves in New Zealand: Use rights, public attitudes and social impacts. *Ocean & Coastal Management* 25, 35-51.
- Yamasaki A., Kuwahara A., 1990. Preserved area to effect recovery of overfished Zuwai crab stocks off Kyoto prefecture. Pages 575-585 *in* Proceedings of the International Symposium on King and Tanner Crab, Nov. 1989, Anchorage, Alaska.

- Yanez-Arancibia A., Lara-Dominguez A.L., Rojas-Galaviz J.L., Zarate-Lomeli D.J., Villalobos-Zapata G.J., Sanchez-Gil P., 1999. Integrating science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of Mexico. *Ocean & Coastal Management* 42, 319-344.
- Yoklavitch M.M., 1998. Marine harvest refugia for West coast rockfish: A workshop. NMFS Technical Memorandum SWFSC-255, NOAA.
- Zakai D., Chadwick-Furman N.E., 2002. Impacts of intensive recreational diving in reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105, 179-187.
- Zalmon I.R., Novelli R., Gomes M.P., Faria V.V., 2002. Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north Rio de Janeiro. *ICES Journal of Marine Science* 59, S83-S87.
- Zar J.H., 1984. *Biostatistical analysis*, Second edition. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A.
- Zeller D., Stoute S.L., Russ G.R., 2003. Movements of reef fishes across marine reserve boundaries: effects of manipulating a density gradient. *Marine Ecology Progress Series* 254, 269-280.
- Zeller D.C., Russ G.R., 1998. Marine reserves: Patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 917-924.

AIRES MARINES PROTÉGÉES ET RÉCIFS ARTIFICIELS : MÉTHODES D'ÉVALUATION, PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX ET INDICATEURS

Joachim Claudet

Résumé

La gestion des Aires Marines Protégées (AMP) et des Récifs Artificiels (RA) nécessite des évaluations complexes avec des suivis adaptés, incorporant différentes sources de variabilité. Nous avons étudié et développé des protocoles expérimentaux et des méthodes d'analyse appropriés à la mise en place de suivis récurrents des AMP et des RA. Cette méthodologie est développée à partir de données existantes sur différents cas d'étude en Méditerranée nord-occidentale. Nous avons construits des indicateurs multiparamétriques permettant un diagnostic statistiquement testable de l'impact des AMP et des RA sur les assemblages de poissons démersaux-benthiques. Disposer d'indicateurs de la performance écologique de telles structures permet de suivre et de restituer aux gestionnaires les évolutions du système observées lors de l'évaluation.

Il fut possible de montrer la réponse globale du peuplement de poissons à la mise en place d'une AMP. Cette réponse, se traduisant par des augmentations d'abondance, de richesse spécifique ou de diversité, est graduelle dans le temps, l'espace et selon les groupes taxonomiques considérés ou la taille des individus d'une même espèce. Les grands individus réagissent le plus vite à la mise en protection et les habitats de faibles profondeurs sont plus sensibles à la présence de la réserve.

Nos résultats peuvent servir à la mise en place de nouvelles AMP ou à l'immersion de RA et au développement de leur plan de gestion.

Mots-clés : Aires Marines Protégées, Récifs Artificiels, Evaluation d'Impact, Poissons Tempérés, Indicateurs, Multivarié, Habitat, Suivis, Puissance Statistique, Méditerranée Nord-Occidentale, Gestion.

MARINE PROTECTED AREAS AND ARTIFICIAL REEFS: ASSESSMENT METHODS, EXPERIMENTAL DESIGNS AND INDICATORS

Abstract

Marine Protected Areas' (MPAs) and Artificial Reefs (ARs) management requires complex assessment and monitoring programmes, dealing with different sources of variability. We studied and developed experimental designs and analysis methods suited for the establishment of a monitoring of MPAs and ARs. This methodology is developed from existing data sets in the Northwestern Mediterranean. We build multi-criteria indicators allowing a statistically testable diagnosis of the impact of MPAs and ARs on reef fish assemblages. Using ecological performance indicators permits to monitor and to give an image of the assessed system to managers.

It was possible to show the global response of the fish assemblages to the protection by a MPA. This response was evidenced by increases in abundance, species richness or diversity, gradually through space, time and among various taxonomic groups or fish individual sizes. Large fishes reacted faster to protection and shallow habitats were more sensitive to the existence of a MPA.

Our results can be useful for the implementation of new MPAs or for the immersions of ARs and for the development of their management plans.

Key-words : Marines Protected Areas, Artificial Reefs, Impact Assessment, Temperate Fish, Indicators, Multivariate, Habitat, Monitoring, Statistical Power, Northwestern Mediterranean, Management.