



HAL
open science

Accumulation des métaux dans les organismes marins tropicaux, application au lagon de Nouvelle-Calédonie

Ludovic Breau, Renaud Fichez, Benjamin Moreton

► **To cite this version:**

Ludovic Breau, Renaud Fichez, Benjamin Moreton. Accumulation des métaux dans les organismes marins tropicaux, application au lagon de Nouvelle-Calédonie. Rapport Final de Convention FIDES - Ministère de l'Outre-Mer / IRD, Institut de Recherche pour le Développement, Centre de Nouméa, UR 103 CAMELIA. 2004, 182 p. hal-04720769

HAL Id: hal-04720769

<https://hal.science/hal-04720769v1>

Submitted on 4 Oct 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

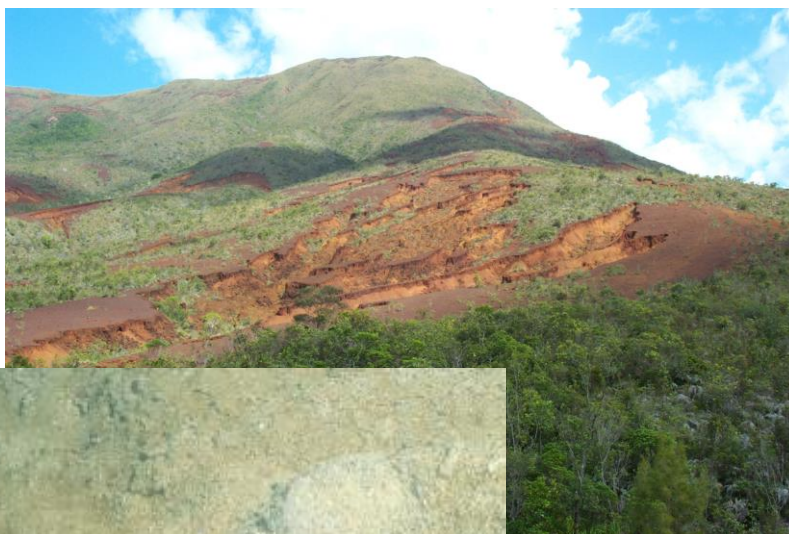
Accumulation des métaux dans les organismes marins tropicaux, application au lagon de Nouvelle-Calédonie

Breau L.^{1,2}, Fichez R.³, Moreton B.¹

1) Centre IRD de Nouméa, Unité de Recherche Camélia, 98848 Nouméa, Nouvelle-Calédonie

2) Université de la Rochelle, Laboratoire de Biologie et Environnement Marins, Avenue Michel Crépeau, 17042 La Rochelle, France

3) Centre d'Océanologie de Marseille, URCamélia, rue de la batterie des Lions, 13007 Marseille, France



RESUME

Le travail présenté s'inscrit dans le cadre de la recherche d'outils biologiques permettant la surveillance de la qualité chimique du milieu côtier lagunaire en Nouvelle-Calédonie. Celui-ci a un double objectif : i) identifier un ensemble d'espèces macrobenthiques lagunaires susceptibles d'être utilisables en tant que **bioindicateurs de contamination** de l'environnement côtier par certains métaux, et ii) en utilisant conjointement ces espèces, dresser un premier **bilan des apports en métaux** présents sous formes dissoutes et particulaires **biodisponibles** dans différents sites côtiers du lagon sud-ouest.

Dans une première étape, une étude bibliographique de la biodiversité littorale en Nouvelle-Calédonie a été effectuée afin de dresser une première liste des espèces lagunaires les plus communément rencontrées. Des prospections *in situ* sur un ensemble d'environ quatre vingt-dix stations réparties dans quatre sites côtiers soumis à des apports terrigènes ou anthropiques ainsi que dans deux sites de référence relative ont ensuite été réalisées. A partir des inventaires biologiques établis et sur la base de différents critères écologiques, dix espèces relativement communes et présentant des modes de vie et des régimes alimentaires variés ont été sélectionnées : les **macroalgues** *Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley (Phaeophyta), *Halimeda incrassata* (Ellis) Lamouroux, *Halimeda macroloba* Decaisne, *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh et *Caulerpa sertularioides* (Gmelin) Howe (Chlorophyta), les **bivalves** *Gafrarium tumidum* Röding (Veneridae), *Isognomon isognomon* L. (Isognomonidae) et *Hytissa hyotis* L. (Gryphaeidae), l'**échinoderme** *Holothuria (Halodeima) edulis* Lesson (Holothuridae) et l'**octocoralliaire** *Sarcophyton* sp. (Alcyonidae).

Dans une seconde étape, les concentrations en Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn présentes dans les tissus entiers de ces espèces ont été mesurées. L'étude des niveaux atteints et de la variabilité géographique des concentrations chez chaque espèce a permis d'établir que la plupart d'entre elles semblent être des candidats intéressants en tant que bioindicateurs dans la zone côtière du lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie, à l'exception toutefois de l'algue *Halimeda macroloba* et du bivalve *Hytissa hyotis*. Les espèces les plus prometteuses semblent être l'algue *Lobophora variegata* et le bivalve *Isognomon isognomon*. L'utilisation conjointe de l'ensemble des espèces étudiées a révélé une contamination des deux baies anthropisées par différents métaux, soit Cu, Mn, Ni, Zn et dans une moindre mesure Co, Cr et Fe pour celle soumise à des rejets principalement industriels (baie de la Grande Rade) et par Zn et Cu (de moindre importance toutefois) pour celle recevant des apports urbains (baie de Sainte-Marie). La présence d'apports très significatifs en Co, Cr, Fe et Ni biodisponibles a également été détectée dans les deux baies estuariennes sous influence terrigène (baies de Dumbéa et de Boulari). Sur la base de ces premiers résultats, des études expérimentales *in situ* et en laboratoire sont cependant nécessaires pour préciser les cinétiques d'accumulation et d'élimination des métaux ainsi que les voies préférentielles de transfert afin de valider l'utilisation de certaines de ces espèces en tant que bioindicateurs quantitatifs de contamination des milieux côtiers tropicaux par les métaux.

MOTS-CLES : Nouvelle-Calédonie, environnement côtier, tropical, lagon corallien, macrobenthos, métaux, bioaccumulation, biodisponibilité, bioindicateurs quantitatifs, surveillance biologique.

TABLE DES MATIERES

Introduction Générale.....	1
Qualité du milieu côtier et bioindicateurs	3
La notion d'indicateur biologique, ou « bioindicateur »	3
Définitions	3
Intérêt de l'utilisation combinée de différents bioindicateurs	5
Les bioindicateurs quantitatifs.....	6
Critères de choix d'un bioindicateur quantitatif.....	7
Mécanismes de bioaccumulation.....	7
Utilisation des bioindicateurs quantitatifs	8
Les programmes de surveillance biologique des contaminations chimiques.....	9
Programmes de surveillance biologique en milieu tempéré :.....	9
Programmes de surveillance biologique en milieu tropical.....	10
Conclusions	13
Le Site d'Etude	15
Présentation générale de la Nouvelle-Calédonie	15
Cadre géologique et industrie minière.....	15
Contexte socio-économique	16
Le lagon sud-ouest.....	17
Etude écologique du milieu et sélection des espèces	21
Introduction	21
Biodiversité benthique littorale de la Nouvelle-Calédonie.....	22
Bilan des acquis	22
Distribution et biomasse des communautés macrobenthiques	28
Conclusions	31
Inventaires biologiques et sélection des espèces à analyser	32
Présentation des sites d'étude	32
Phase de prospection et inventaires biologiques	36
Constitution d'une base de donnée spécifique aux sites étudiés	39
Sélection finale des espèces à analyser :	44
Matériel et Méthodes.....	47
Choix des stations de récolte des espèces sélectionnées	47
Récolte et traitement des organismes	53
Récoltes des spécimens à analyser	53
Rinçage des échantillons	54
Dépuration en aquarium	54
Minéralisation des organismes et analyse des métaux	55
Préparation des échantillons biologiques pour l'analyse.....	55
Analyses des métaux par ICP-OES	56
Traitement statistique des résultats.....	56
Bioconcentration des métaux dans les macroalgues.....	59
Concentrations en métaux	59
Variabilité interspécifique des concentrations en métaux chez les Chlorophycées :	72
Variabilité géographique	75
Lobophora variegata :.....	75
Halimeda macroloba :.....	77
Halimeda incrassata :.....	78
Caulerpa taxifolia :	80
Caulerpa sertularioides :	81
Discussion générale et synthèse des résultats pour les macroalgues.....	82

Informations sur la contamination des sites	83
Potentialités des macroalgues en tant que bioindicateurs d'apports en métaux.....	86
Conclusions	88
Bioaccumulation des métaux dans les bivalves.....	89
Caractéristiques biométriques et concentrations en métaux.....	89
Résultats pour Gafrarium tumidum.....	91
Résultats pour Isognomon isognomon	97
Résultats pour Hyotissa hyotis	102
Discussion	104
Variabilité géographique	107
Gafrarium tumidum.....	107
Isognomon isognomon	110
Hyotissa hyotis	118
Analyse comparative des niveaux de concentrations	119
Discussion générale et synthèse des résultats pour les bivalves	123
Informations sur la contamination des sites	124
Potentialités des bivalves en tant que bioindicateurs d'apports en métaux.....	126
Conclusions	128
Bioaccumulation des métaux dans l'holothurie <i>Holothuria (Halodeima) edulis</i>	129
Concentrations.....	129
Répartition des métaux entre viscères et téguments.....	133
Résultats	134
Analyse bibliographique	135
Variabilité géographique	135
Distribution des concentrations en métaux dans les viscères.....	135
Distribution des concentrations en métaux dans les téguments	143
Discussion et synthèse des résultats pour les holothuries	147
Informations sur la contamination des sites	147
Potentialités de <i>H. edulis</i> en tant que bioindicateur	150
Conclusion du chapitre.....	152
Bioaccumulation des métaux dans l'alcyonaire <i>Sarcophyton</i> sp.....	153
Concentrations.....	153
Variabilité géographique	156
Discussion et synthèse des résultats pour <i>Sarcophyton</i> sp.....	158
Information sur la contamination des sites.....	159
Potentialité de <i>Sarcophyton</i> sp. en tant que bioindicateur	160
Conclusion du chapitre.....	161
Conclusion générale	163
Synthèse des travaux	163
Perspectives de recherches	166
Références bibliographiques	169

INTRODUCTION GENERALE

Alors que la majorité des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie est considérée comme étant en parfaite santé et ce malgré la faible proportion des sites réellement explorés, certaines zones côtières lagunaires sont localement très dégradées sous l'effet de deux principaux facteurs anthropiques : le développement urbain et les activités minières (exploitation à ciel ouvert et industrie métallurgique de transformation du minerai) (Bird *et al.*, 1984 ; Gabrié, 1998 ; Labrosse *et al.*, 2000 ; Joannot *et al.*, 2002). De par ses caractéristiques géologiques et la richesse de ses sols en certains métaux, la Nouvelle-Calédonie est en effet actuellement le troisième producteur mondial de nickel et les sols du sud de l'île sont supposés abriter environ un quart des réserves mondiales de ce métal (Labrosse *et al.*, 2000 ; Joannot *et al.*, 2002). Cette activité représente en outre la première ressource économique du Territoire devant l'aquaculture de crevettes. En parallèle, la population a considérablement augmenté notamment dans la principale ville, Nouméa, et les communes adjacentes ; celles-ci totalisent à elles seules plus de 60 % de la population totale estimée actuellement à plus de 210 000 habitants (Labrosse *et al.*, 2000 ; Joannot *et al.*, 2002). A l'instar de nombreux autres états insulaires, le développement des activités urbaines et industrielles ainsi que l'érosion induite des sols suite à l'exploitation minière et la déforestation ont donc entraîné une augmentation de la sédimentation de matériel terrigène et un envasement de certaines zones, ainsi que des apports dans la bande côtière lagunaire de substances organiques et inorganiques potentiellement contaminantes, dont les métaux constituent une part vraisemblablement très importante.

Si les effets physiques de l'exploitation minière sur la dégradation des paysages ainsi que sur l'environnement des rivières et des zones estuariennes ont été étudiés (Bird *et al.*, 1984), pratiquement aucun travaux n'a été mené jusqu'à maintenant sur le devenir des métaux dans l'environnement marin de Nouvelle-Calédonie. Jusqu'en 2000, la distribution des métaux dans les sédiments n'avait fait l'objet que de quelques études (Launay & Trescases, 1968 ; Launay *et al.* 1969 ; Launay, 1972 ; Ambatsian *et al.*, 1997) tandis que l'évaluation des niveaux de concentration dans les organismes marins lagunaires se résume à deux articles portant sur quelques espèces (Monniot *et al.*, 1994 ; Gnassia-Barelli *et al.*, 1995) ainsi que plusieurs rapports non publiés (Chave & Buddemeier, 1977 ; Binet & Boëly, 1981 ; Rooney *et al.*, 1989 ; Duhet, 1992 ; Breau, 1999) dont deux sont exclusivement bibliographiques (Binet & Böely, 1981 ; Duhet, 1992). En dehors de l'environnement lagunaire, quelques études ont été conduites sur les concentrations en métaux dans la crevette d'élevage (Magand, 2000 ; Mugnier *et al.*, 2001), deux espèces de cétacés retrouvés échoués (Bustamante *et al.*, 2003) et le nautille (Bustamante *et al.*, 2000).

Un effort de recherche significatif à l'échelle locale devait donc impérativement être fourni dans ce domaine (Labrosse *et al.*, 2000) afin de combler ce retard important et de disposer d'outils scientifiques d'évaluation de la contamination et de la pollution métallique du milieu côtier utilisables par les autorités locales en tant qu'aide à la décision, de façon à ce que celles-ci puissent mettre en place des schémas de gestion rationnelle de l'environnement côtier adaptés à cette problématique.

C'est dans ce contexte qu'une étude a été conduite dans le cadre des activités de recherche de l'Unité de Recherche Camélia et avec le soutien du MOM et du Programme National Environnement Côtier (PNEC) dont le présent document constitue le rapport final de synthèse. Cette étude avait deux objectifs principaux :

1. Identifier un ensemble d'espèces macrobenthiques lagonaires susceptibles d'être utilisables en tant que bioindicateurs de contamination par certains métaux dans les zones côtières et estuariennes des lagons de la Nouvelle-Calédonie.

Cet objectif principal est réalisé selon deux étapes successives :

- la sélection sur la base d'une étude de terrain d'un ensemble d'espèces macrobenthiques appartenant à différents embranchements, présentant des stratégies alimentaires variées et répondant aux principaux critères écologiques de choix des bioindicateurs quantitatifs de contamination ;
- la détermination des niveaux de concentration en huit métaux (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) dans les tissus mous *in toto* de spécimens de ces diverses espèces récoltés dans différents sites retenus en fonction de la nature et de l'importance supposée de leurs apports en métaux ; les résultats obtenus seront ensuite analysés comparativement afin d'identifier les espèces reflétant *a priori* la contamination en métaux de leur milieu environnant.

2. Dresser un bilan de la contamination polymétallique biodisponible pour ces espèces dans les divers sites retenus pour cette étude.

Ce bilan s'effectue sur la base des résultats obtenus en terme de niveaux de concentration dans les tissus et de variabilité des concentrations en métaux entre les différents sites.

Ce travail se présente sous forme de **trois parties** :

- une **première partie** sera consacrée à l'exposé de quelques généralités relatives aux méthodes d'évaluation de la contamination chimique des milieux côtiers et en particulier sur l'intérêt des bioindicateurs quantitatifs, ainsi qu'à la présentation générale de la Nouvelle-Calédonie et de son lagon sud-ouest ;
- dans une **seconde partie**, les caractéristiques environnementales des sites sélectionnés pour ce travail puis l'étude écologique réalisée afin d'identifier les espèces à analyser seront présentées suite à une synthèse bibliographique sur la biodiversité marine côtière en Nouvelle-Calédonie ;
- la **troisième et dernière partie** est quant à elle consacrée à la présentation et la discussion des résultats relatifs aux niveaux de concentration et à leur variabilité entre sites pour chaque groupe biologique étudié (macroalgues, mollusques, échinoderme et coraux mous), ainsi qu'à l'estimation de la contamination des différents sites sur la base de ces résultats.

Remarque : Le travail conduit sur ce thème sur la bioaccumulation des métaux a d'autre part fait l'objet d'une thèse de doctorat soutenue en décembre 2003 (Breau, 2003) ; les résultats présentés ici en sont pour l'essentiel issus et des détails supplémentaires peuvent y être recherchés.

QUALITE DU MILIEU COTIER ET BIOINDICATEURS

La notion d'indicateur biologique, ou « bioindicateur »

Définitions

La mise en œuvre d'une politique effective de gestion des milieux naturels et des ressources associées ne peut se baser que sur la définition préalable d'outils scientifiques permettant d'évaluer concrètement l'impact de ces activités anthropiques et d'en assurer une surveillance géographique et temporelle. Qu'il s'agisse de la quantification de contaminants dans des tissus d'animaux ou de végétaux ou bien de l'évaluation d'effets biologiques, les méthodes basées sur l'utilisation d'organismes marins pour estimer la qualité chimique du milieu côtier sont à l'heure actuelle relativement diversifiées. Celles-ci ont notamment été présentées dans deux ouvrages de synthèse (Kramer, 1994 ; Perez *et al.*, 2000) et l'application de certaines d'entre elles au contexte particulier des écosystèmes récifo-lagonaires en milieu tropical fait également l'objet de deux publications (Peters *et al.*, 1997 ; Fichez *et al.*, soumis).

Les contaminants présents dans le milieu, peuvent entraîner des effets biologiques néfastes plus ou moins marqués. Ces effets biologiques peuvent apparaître à tous les niveaux d'organisation du monde vivant, que l'on peut regrouper schématiquement en 5 composantes :

- **au niveau infra-individuel** : changements se produisant au niveau du génome ou des processus biochimiques et cellulaires, apparition de lésions histologiques ;
- **au niveau individuel** : altérations au niveau des grandes fonctions métaboliques : respiration, filtration, croissance, reproduction, embryogénèse, etc. ;
- **au niveau de la population** : les effets au niveau individuel liés aux fonctions de reproduction entraînent une modification de la structure de la population, un déficit de biomasse, de compétitivité face à la ressource alimentaire, etc. ;
- **au niveau des communautés** : réduction de la biodiversité, disparition d'espèces sensibles et développement important de quelques espèces opportunistes tolérantes ;
- **au niveau de l'écosystème entier** : modifications des flux de matière et d'énergie dans les réseaux trophiques.

Ces effets s'observent sur des échelles de temps sans commune mesure : les effets au niveau infra-individuel peuvent s'observer quelques minutes ou quelques heures après le début de l'exposition aux contaminants, alors que les perturbations visibles à l'échelle des populations ou des communautés sont issues d'un processus généralement long (plusieurs mois, voire plusieurs années) et le plus souvent irréversible.

Les espèces ou groupes d'espèces les plus aptes à refléter la qualité de leur milieu sont alors appelés des indicateurs biologiques, ou « bioindicateurs ». Ce terme très général regroupe en fait de nombreuses définitions et types d'indicateurs, notamment en fonction du niveau d'organisation biologique auquel il est associé et de l'information qu'il fournit. Une définition générale a été retenue :

« Un indicateur biologique, ou bioindicateur, est un organisme ou un ensemble d'organismes qui, par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence le plus tôt possible les modifications naturelles ou provoquées » (Blandin, 1986).

Aux cinq niveaux d'organisation précédemment cités sont associés différents types d'indicateurs et différentes approches permettant d'évaluer la présence et les effets de

contaminants dans un écosystème. On distingue notamment les bioindicateurs écologiques, les biomarqueurs ou bioindicateurs qualitatifs, et les bioindicateurs quantitatifs.

Les bioindicateurs écologiques

Un bioindicateur écologique peut se définir de la façon suivante : « taxon ou ensemble de plusieurs taxons (populations, peuplements, communautés) qui, par ses caractéristiques qualitatives et/ou quantitatives, témoigne de l'état d'un système écologique et qui, par des variations de ses caractéristiques, permet de détecter d'éventuelles modifications » (Blandin, 1986 ; Perez *et al.*, 2000). Selon la composition de l'indicateur (un seul taxon ou un ensemble de plusieurs taxons), différentes variables diagnostiques peuvent être utilisées pour évaluer le degré de perturbation, telles que la présence/absence et l'abondance d'un taxon, ou bien la richesse spécifique ainsi que les indices théoriques et empiriques si l'on considère un ensemble de taxons.

Les bioindicateurs écologiques peuvent donc être utilisés pour mettre en évidence d'éventuelles perturbations rencontrées aux niveaux supérieurs d'organisation biologique tels que les populations, les peuplements et les communautés. Les Annélides Polychètes de substrat meubles, dont la famille des Capitellidae, et la phanérogame *Posidonia oceanica* en Méditerranée en sont les exemples les plus connus. Cependant, ce type d'indicateurs possède plusieurs inconvénients majeurs. Tout d'abord, ceux-ci sont non spécifiques d'un type de perturbation ou de contamination et traduisent généralement une altération globale d'une biocénose sans que l'origine ou l'impact respectif des différentes sources de stress soient connus. Dans bien des cas et notamment en ce qui concerne certains descripteurs (structures d'abondance, indices théoriques tels que l'indice de diversité spécifique) ou les méthodes graphiques, les fluctuations naturelles du système sont suffisamment importantes pour masquer les dérèglements dus à la pollution (Chapman, 1995 ; Amiard, 1999 ; Perez *et al.*, 2000). Quand des effets sont toutefois observés, ceux-ci sont en outre le plus souvent déjà irréversibles (Amiard, 1999). Enfin, la mise en œuvre de ces méthodes nécessite l'identification généralement au rang spécifique d'un ensemble d'espèces pouvant être important ; la connaissance pointue de la taxonomie, le temps nécessaire et le coût de l'évaluation sont autant de limites à leur utilisation.

Les biomarqueurs

Un biomarqueur peut se définir comme étant « un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant » (Lagadic *et al.*, 1997a). Ces auteurs distinguent trois types de biomarqueurs :

- *les biomarqueurs d'exposition à un polluant*, indiquant que le polluant présent dans le milieu a pénétré dans l'organisme ; généralement, ils sont le résultat d'interactions avec des molécules naturelles ou avec des liquides biologiques ;
- *les biomarqueurs d'effets*, qui indiquent qu'après avoir pénétré dans l'organisme le polluant s'est répandu dans les différents tissus en exerçant des effets toxiques ou non. Ces biomarqueurs peuvent être **spécifiques** d'un type de polluant ou au contraire **non spécifiques** (biomarqueurs **génériques**), lesquels peuvent être induits par un grand nombre de polluants ou de stress physico-chimiques ;
- *les biomarqueurs de sensibilité aux effets* provoqués par l'exposition, suite à l'acquisition sur le plan génétique de facultés de **résistance**, *i.e.* de diminution de la sensibilité, à certains polluants.

Il existe une grande variété de biomarqueurs d'exposition et d'effets selon le niveau d'organisation auxquels ils sont associés et la spécificité ou non de la réponse à l'exposition. Les différents biomarqueurs les plus utilisés ou les plus prometteurs ont été recensés par différents auteurs (Kramer, 1994 ; Lagadic *et al.*, 1997a,1998 ; Perez *et al.*, 2000).

Contrairement aux bioindicateurs écologiques, les biomarqueurs constituent des outils puissants généralement peu onéreux et donnant des résultats rapides ; ceux-ci permettent non seulement de détecter de manière relativement précoce une pollution chimique mais aussi d'en évaluer les effets aux niveaux infra-individuels et individuels. Les biomarqueurs font ainsi l'objet de nombreuses recherches à travers le monde. Certains d'entre eux tels que les activités EROD et acétylcholinestérasique ont pu être validés et ont été intégrés à des programmes de surveillance biologique du milieu, notamment en France (Galgani *et al.*, 1992 ; Burgeot & Galgani, 1994). Cependant, l'interprétation des résultats de bon nombre d'entre eux est rendue difficile par l'influence que peuvent exercer les fluctuations naturelles de nombreux facteurs biotiques (état nutritionnel ou sexuel notamment) et abiotiques (température, saison, etc.) en l'absence de pollution sur les réponses observées.

Les bioindicateurs quantitatifs

Par opposition aux précédents bioindicateurs qui peuvent être considérés comme étant plutôt qualitatifs (Claisse & Cossa, 1999) il existe un autre type de bioindicateur utilisable pour **quantifier** une contamination sans en estimer les effets : le **bioindicateur quantitatif**, ou « espèce bioaccumulatrice », « espèce sentinelle », « bioenregistreur », ou encore « biomoniteur ». Un bioindicateur quantitatif peut se définir comme étant « *une espèce animale ou végétale dont l'analyse chimique des tissus permet d'obtenir des informations intégrées dans le temps sur les conditions environnementales et sur la biodisponibilité spécifique de contaminants présents dans le milieu ambiant, qui ne peuvent pas être fournies par de simples analyses chimiques d'eau de mer ou de sédiments* » (modifiée d'après Rainbow, 1995). C'est bien évidemment ce type de bioindicateur qui est pris en compte dans le cadre du présent travail et qui est plus largement détaillé tout au long de ce rapport.

Intérêt de l'utilisation combinée de différents bioindicateurs

Les avantages et les limites des bioindicateurs permettant d'évaluer les effets d'une contamination ont été discutés en détail par plusieurs auteurs (Blandin, 1986 ; Lagadic *et al.*, 1998 ; Perez *et al.*, 2000). De par la nature des informations fournies par les différents types d'indicateurs et le niveau d'intégration biologique concerné, il apparaît très clairement qu'aucun bioindicateur ne peut à lui seul refléter l'état de santé de l'ensemble de l'écosystème et donc permettre une évaluation fiable et complète de l'état de l'environnement. En terme d'intérêt dans le cadre d'une surveillance biologique, ces diverses approches se distinguent selon trois caractéristiques principales : la **spécificité de l'indicateur** vis-à-vis d'une perturbation donnée, le **degré de signification écologique et toxicologique** ainsi que le **temps de réponse** de l'indicateur à une perturbation (Tableau 1) (www.esd.ornl.gov/programs/bioindicators 2002 ; Amiard, 1999 ; Perez *et al.*, 2000).

Les approches biocénétiques basées sur l'utilisation de bioindicateurs écologiques se caractérisent par leur forte signification écologique mais leur très faible signification toxicologique, par une absence de spécificité empêchant généralement de déterminer le type de perturbation à l'origine des effets observés, ainsi que par une réponse à long terme (plusieurs mois à plusieurs années en général) vis-à-vis d'une contamination. Elles permettent donc d'établir un constat tardif et intégré d'une altération du milieu, mais n'ont aucun caractère prédictif ni la capacité de se comporter en système d'alarme permettant de traiter à temps la

source de cette altération. D'autre part, des travaux conduits en Nouvelle-Calédonie ont permis de démontrer que cette approche était peu performante du fait de la biodiversité considérable de cet écosystème (Cesa, 1998 ; Bos, 1998) Celles ci sont donc particulièrement adaptées à une surveillance ponctuelle et peu fréquente d'une contamination sur le long terme.

Tableau 1. : Récapitulatif des avantages, inconvénients et complémentarités des différents indicateurs biologiques en fonction du niveau d'organisation biologique.

Niveau d'organisation	Spécificité de la réponse	Signification écologique	Signification toxicologique	Rapidité de la réponse
Biocénose	*	***	*	*
Individu	**	**	**	**
Infra-individuel	***	*	***	***

Au contraire, les biomarqueurs aux niveaux infra-individuels (moléculaires et biochimiques notamment) ont une forte signification toxicologique, une relative spécificité (selon les biomarqueurs toutefois) et un temps de réponse relativement court permettant de détecter de manière très précoce l'existence d'une contamination précise et d'en évaluer les effets à court terme. En revanche, ils ont une signification écologique extrêmement limitée et ne permettent généralement pas de déterminer les risques réellement encourus aux niveaux supra-individuels, à l'exception toutefois de ceux qui concernent la fonction de reproduction pour lesquels l'évaluation à l'échelle de la population est possible. Ces biomarqueurs peuvent donc être utilisés de manière beaucoup plus fréquente, voire routinière, dans le cadre d'un suivi d'une contamination à court et moyen terme.

Or, une gestion intégrée efficace du milieu côtier ne peut s'élaborer qu'à partir d'une évaluation complète et d'une surveillance à court, moyen et long terme de l'état de l'environnement. Il est donc actuellement reconnu que seule **l'utilisation conjointe de plusieurs méthodes** combinant des **indicateurs écologiques**, différents **biomarqueurs d'exposition et d'effets** au niveau infra-individuel (biochimique et cellulaire) et au niveau individuel (physiologique et comportemental) ainsi que des analyses chimiques de différents **bioindicateurs quantitatifs** et du compartiment physique (Chapman & Long, 1983 ; Chapman *et al.*, 1987b ; Lagadic *et al.*, 1997b ; Burton Jr., 1999 ; Chapman, 2002) peut permettre :

- d'émettre des signaux précoces permettant de détecter un impact environnemental
- d'identifier les relations de causes à effets entre les altéragènes et les effets biologiques
- d'évaluer l'état de stress global de l'environnement à travers différents réponses d'organismes indicateurs et d'en surveiller l'évolution géographique et temporelle
- d'évaluer l'efficacité de mesures réparatrices sur la santé des systèmes biologiques.

De telles études combinant différentes approches biologiques et intégrant également des analyses géochimiques sont cependant encore relativement peu nombreuses (Chapman *et al.*, 1987a ; Chapman *et al.*, 1996 ; Amiard-Triquet *et al.*, 1998 ; Rees *et al.*, 1999).

Les bioindicateurs quantitatifs

Les bioindicateurs quantitatifs se démarquent nettement des deux autres types d'indicateurs biologiques, les bioindicateurs écologiques et les biomarqueurs, par le fait qu'ils permettent de quantifier une fraction de la contamination sans que l'on sache directement si celle-ci induit des

effets biologiques. Cette approche apparaît donc relativement complémentaire à celle des bioindicateurs écologiques et des biomarqueurs. L'intérêt et les limites des bioindicateurs quantitatifs ont été largement discutés par plusieurs auteurs (voir notamment [Phillips, 1977](#) ; [Rainbow & Phillips, 1993](#) ; [Rainbow, 1995](#) en ce qui concerne l'évaluation de la contamination par les métaux) et sont présentés brièvement dans ce paragraphe.

Critères de choix d'un bioindicateur quantitatif

Cette évaluation de la fraction contaminante biodisponible ne peut bien évidemment pas se faire sur l'ensemble des espèces présentes dans le milieu considéré et il convient donc de sélectionner celles présentant un intérêt particulier pour refléter au mieux la contamination de leur milieu ambiant. De nombreux critères de choix d'un bioindicateur quantitatif de contamination ont été proposés ou recensés par différents auteurs (voir notamment [Phillips, 1977](#) ; [Cossa, 1989](#) ; [Rainbow & Phillips, 1993](#) ; [Rainbow, 1995](#)). Un bon bioindicateur quantitatif doit répondre en principe aux critères suivants :

- **Etre un bon bioaccumulateur des métaux étudiés** sans que les concentrations accumulées soient létales pour l'organisme ;
- **Etre facile à récolter et à identifier** sans ambiguïté au rang de l'espèce ;
- **Etre abondant**, pour autoriser des prélèvements réguliers et en quantité suffisante pour être statistiquement exploitables, sans causer de préjudices à la population totale ;
- **Etre cosmopolite** pour permettre des comparaisons intraspécifiques entre différents sites ;
- **Avoir une durée de vie suffisamment longue et pouvoir être prélevé toute l'année** afin de pouvoir assurer un suivi dans le temps et prendre en compte la variabilité saisonnière ;
- **Etre suffisamment gros** pour fournir la quantité de tissus nécessaire pour les analyses individuelles ;
- **Etre résistant au stress** dû aux manipulations au cours de la récolte, en laboratoire ou lors de transplantations ;
- **Etre tolérant** par rapport aux variations des conditions environnementales naturelles ;
- **Etre sédentaire** afin d'intégrer les caractéristiques environnementales d'un site précis, les concentrations en métaux mesurées dans l'animal devant être étroitement liées à celles du site (eau ou sédiment) ;
- **Etre une espèce dont la biologie et l'écologie sont bien connues** afin de pouvoir interpréter plus efficacement les résultats obtenus et de connaître l'influence des facteurs biotiques sur la variabilité individuelle des concentrations observées.

Mécanismes de bioaccumulation

La principale qualité d'un bioindicateur quantitatif est donc sa capacité à accumuler fortement dans ses tissus un ou plusieurs contaminants jusqu'à des niveaux parfois bien supérieurs à ceux rencontrés dans leur milieu environnant. Cette accumulation peut se faire à partir de trois sources différentes ([Luoma, 1983](#) ; [Amiard, 1992](#) ; [Scanes, 1993](#) ; [Absil *et al.*, 1996](#)) :

- **la phase dissoute** : l'organisme se contamine par l'intermédiaire de l'eau de mer après absorption ou directement à travers les téguments ou les branchies ; on parle alors de **bioconcentration** ;
- **la phase particulaire** : la contamination se fait consécutivement à l'ingestion de sédiment déposé ou en suspension, les contaminants étant ensuite désorbés ou libérés lors de la digestion puis éventuellement métabolisés après passage à travers les membranes cellulaires;
- **par voie trophique** : l'organisme se contamine en ingérant des particules organiques ou des proies elles-mêmes contaminées.

Dans ces deux derniers cas, on parle alors de **bioaccumulation**. Selon les contaminants, les concentrations dans les tissus peuvent augmenter le long de la chaîne alimentaire et devenir maximales chez les prédateurs supérieurs : c'est la **biomagnification** ou **bioamplification**.

Une espèce est bioaccumulatrice lorsque l'efficacité et/ou la cinétique de l'ensemble des processus d'absorption d'un contaminant sont supérieures à celle(s) de l'ensemble des processus d'élimination (De Kock & Kramer, 1994 ; Cossa *et al.*, 1998). En d'autres termes, une espèce bioaccumulatrice est une espèce incapable de réguler efficacement ses concentrations internes en contaminants. La **bioaccumulation** est donc le résultat de phénomènes physiologiques complexes et dépend de nombreux facteurs biotiques et abiotiques, notamment :

- des concentrations en contaminants présents dans le milieu ambiant ;
- de leur biodisponibilité vis-à-vis de l'espèce considérée ;
- des éventuelles interactions entre contaminants lors des processus de bioaccumulation, celles-ci pouvant avoir des effets antagonistes ou agir au contraire en synergie ;
- de l'âge de l'animal et donc de sa durée d'exposition aux contaminants et de son taux de croissance ;
- de son éthologie alimentaire (autotrophe, filtreur, herbivore, carnivore, mangeur de dépôt de surface, etc.)
- de l'état physiologique de l'animal, notamment son état reproductif en relation avec la saison, et son état de santé général (parasitisme ou maladie éventuels, disponibilité trophique suffisante ou non, présence d'effets toxiques sublétaux ou non, etc.).

Utilisation des bioindicateurs quantitatifs

Cette capacité de bioaccumulation de certaines espèces permet donc de détecter et de quantifier facilement les contaminants et pallie donc avantageusement aux contraintes liées aux analyses d'eau de mer évoquées précédemment. En outre, elle fournit une mesure intégrée dans le temps (représentant une moyenne des fluctuations naturelles à court terme des concentrations dans le milieu) de la fraction réellement biodisponible des contaminants présents dans le milieu environnant de ces espèces. Celles-ci peuvent alors être utilisées pour surveiller l'évolution géographique et/ou temporelle d'une contamination (Rainbow & Phillips, 1993 ; Rainbow, 1995) dans le cadre de programmes de surveillance biologique.

Cependant, la complexité des mécanismes de bioaccumulation et l'influence des facteurs biotiques notamment peuvent induire une forte variabilité individuelle et saisonnière naturelle des concentrations en contaminants dans les tissus (e.g. Boyden, 1977 ; Orren *et al.*, 1980 ; Mauri & Orlando, 1983 ; Cain & Luoma, 1990), compliquant ainsi considérablement l'interprétation des résultats. L'utilisation de bioindicateurs quantitatifs pour la surveillance de la

contamination chimique nécessite donc impérativement de bien connaître la biologie et la physiologie de l'espèce considérée ainsi que l'influence de ces différents facteurs biologiques sur cette bioaccumulation.

En outre, grâce à l'expérience du « Mussel-Watch », il est de plus en plus admis que l'utilisation d'une seule espèce bioindicatrice telle qu'un bivalve est trop restrictive et ne permet pas de rendre compte de la contamination de l'ensemble de l'écosystème côtier. Les contaminants se rencontrent la plupart du temps à la fois sous forme dissoute et associés aux particules en suspension ou déposées ; une fraction de ces contaminants peut ainsi échapper à un organisme indicateur se nourrissant selon une voie trophique préférentielle (bien que celle-ci ne soit généralement pas exclusive). D'autre part, comme il a été vu dans le précédent paragraphe, la biodisponibilité d'un contaminant et sa bioaccumulation dépendent largement de l'espèce considérée et sont donc susceptibles de varier entre différentes espèces. Plusieurs auteurs ont donc souligné l'intérêt, voire la nécessité de l'évaluation d'une contamination chimique sur la base de l'utilisation conjointe de plusieurs espèces appartenant à divers embranchements ou groupes taxonomiques, représentant plusieurs niveaux trophiques ou possédant des stratégies de nutrition variées de façon à prendre en compte les différentes voies d'exposition aux contaminants (Soule, 1988 ; Say *et al.*, 1990 ; Rainbow & Phillips, 1993 ; McCormick & Cairns, 1994 ; Rainbow, 1995). Ainsi pour obtenir une image globale de la contamination d'un écosystème marin côtier, il est vivement recommandé de s'intéresser conjointement à un ensemble d'indicateurs comprenant au moins :

- ***un végétal aquatique*** (algue, phanérogame) reflétant exclusivement la fraction dissoute des contaminants ;
- ***un animal suspensivore (filtreur généralement)***, qui intègre les contaminants associés aux particules en suspension mais aussi sous forme dissoute ;
- ***un déposivore de film de surface***, exposé directement aux contaminants présents dans les sédiments superficiels récemment déposés et soumis à la diagénèse précoce.

Les programmes de surveillance biologique des contaminations chimiques

Programmes de surveillance biologique en milieu tempéré :

Le concept de la surveillance biologique de la qualité chimique du milieu basée sur l'utilisation de cette capacité d'accumulation des contaminants par certains organismes s'est développé au cours des années 1970 avec le projet américain "Mussel Watch" (Goldberg, 1975 ; Goldberg *et al.*, 1978). Depuis, ce concept a été mis en œuvre dans la plupart des pays industrialisés, grâce à l'amélioration considérable des techniques d'analyses en termes de précision de la mesure et de limites de détection. De par leur importante capacité de filtration et leurs caractéristiques écologiques et biologiques conformes à la plupart des critères de choix des bioindicateurs quantitatifs précédemment énoncés, de nombreuses espèces de bivalves (moules et huîtres généralement) ont été sélectionnées comme espèces-cibles dans les différents pays (O'Connor *et al.*, 1994). En France, le R.N.O. (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin) créé en 1974 et géré par l'IFREMER a intégré ce type de surveillance biologique sur tout le littoral métropolitain dès 1979. Une synthèse complète des différents réseaux de surveillance biologique existants en Europe et Amérique du Nord et des divers bioindicateurs utilisés ou en cours d'étude a été réalisée récemment par Perez *et al.* (2000).

A l'heure actuelle, les espèces-cibles utilisées en routine dans les différents réseaux sont des huîtres et des moules (*Crassostrea gigas* et *Mytilus edulis* en général, mais pas exclusivement : voir O'Connor *et al.* (1994) en tant que bioindicateurs quantitatifs ainsi que des poissons (en France dans le cadre du RNO : *Callionymus lyra*, *Serranus hepatus*, *Mullus barbatus*, *Limanda limanda*) pour la mise en oeuvre de biomarqueurs biochimiques tels que les activités EROD et acétylcholinestérases, tandis que de nombreuses espèces appartenant à d'autres groupes tels que les macroalgues, phanérogames ou crustacés notamment sont utilisées ponctuellement dans certaines régions ou sont en cours de validation (Perez *et al.*, 2000). Pour remédier à l'absence d'espèces bioindicatrices autochtones dans certaines zones à surveiller, une surveillance dite « active » s'est en outre développée récemment (De Kock & Kramer, 1994 ; Cossa *et al.*, 1998 ; Andral & Stanisière, 1999), notamment en France dans le cadre de l'atelier RINBIO (Réseau Intégrateurs Biologiques) en Méditerranée. Celle-ci consiste à transplanter dans un site à surveiller des lots d'individus rigoureusement calibrés selon la taille et provenant d'une population homogène contrôlée. Outre le fait que la surveillance de la contamination d'un site ne dépend ainsi plus de la présence de cette espèce à l'état naturel, l'avantage majeur de cette méthode réside dans le fait que la standardisation biologique des spécimens transplantés permet d'obtenir des résultats relativement plus précis en limitant considérablement la variabilité individuelle naturelle des concentrations par rapport à des populations sauvages autochtones.

Bien que de très nombreux travaux aient été réalisés sur de nombreuses espèces concernant leur utilisation potentielle en tant que bioindicateurs quantitatifs mais aussi sur les différentes méthodes d'évaluation de la contamination incluant les approches « biomarqueurs » et écologiques, la plupart de ces méthodes ou espèces sont encore en cours de validation et/ou n'ont pas encore été intégrées à des réseaux de surveillance pour être utilisées en routine. L'avenir des réseaux de surveillance en milieu tempéré s'oriente donc principalement vers la diversification des espèces-cibles bioaccumulatrices ainsi que le développement et la validation des biomarqueurs d'exposition et d'effets applicables en routine afin de mieux se conformer au concept de grilles de qualité combinant plusieurs approches et méthodes visant à obtenir une meilleure évaluation globale de la qualité d'un milieu (Perez *et al.*, 2000).

Programmes de surveillance biologique en milieu tropical

Surveillance de l'état de santé global des récifs coralliens

Depuis un peu plus d'une dizaine d'années environ, la prise de conscience de l'augmentation rapide de la dégradation des zones récifo-lagonaires tropicales et du déficit considérable de connaissances sur les mécanismes en jeu et leur impact à moyen et long terme a incité la création ou le développement de structures régionales préexistantes telles que le Programme Régional Océanien de l'Environnement (PROE) par exemple, destinées à encourager des programmes nationaux axés sur l'environnement et leur gestion intégrée en vue d'un développement durable. Plus récemment, une structure internationale, l'Initiative International Coral Reef Initiative (ICRI), a également été créée par huit pays (Australie, France, Jamaïque, Japon, Philippines, Suède, Royaume Uni et Etats Unis), auxquels se sont par la suite ajoutés de nombreux autres pays et organisations internationales gouvernementales et non gouvernementales ; l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens, ou IFRECOR, constitue la branche française de l'ICRI. Un réseau mondial de surveillance des récifs coralliens (« Global Coral Reef Monitoring Network », GCRMN) a également vu le jour sous l'impulsion de la Commission Océanographique Intergouvernementale (IOC-UNESCO), du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP) et de l'Alliance Mondiale pour la Conservation de la Nature et de ses ressources (IUCN). Ce réseau se structure à l'échelle régionale, les pays se groupant pour constituer des Centres de Coordination où s'effectue la mise en place du réseau sur la base de collectes de

données nationales selon des méthodes d'étude standardisées (English *et al.*, 1994 ; Conand *et al.*, 1997). C'est dans ce cadre que s'effectuent dans de nombreux pays-membres des évaluations de la santé de certaines zones récifales, bien que des programmes bien antérieurs de surveillance sur le long terme des récifs ont été et sont encore menés notamment par les équipes scientifiques installées dans des stations côtières implantées localement. C'est le cas notamment en Jamaïque (Hughes, 1994), à Kaneohe Bay à Hawaï (Hunter & Evans, 1995), en Floride (Ogden *et al.*, 1994) ou encore sur la Grande Barrière de Corail en Australie ainsi qu'à Mooréa, Tahiti et certaines îles de Polynésie Française (Antenne EPHE-Muséum, C.R.I.O.B.E. Mooréa) pour n'en citer que quelques uns.

En parallèle, des programmes ponctuels d'évaluation globale des effets de l'Homme sur les récifs coralliens ont également été conduits. A l'échelle mondiale, on peut citer notamment le « Reef Check » (Hodgson, 1999) et l'évaluation à l'échelle internationale réalisée en 1997, au cours de laquelle 315 récifs répartis dans 31 pays et territoires (dont la Nouvelle-Calédonie) ont été visités en l'espace de deux mois et demi par des plongeurs volontaires formés et encadrés par des scientifiques. Par ailleurs, une base de données sur les récifs coralliens et ses ressources, « ReefBase » a également été créée et est actuellement gérée par l'ICLARM (International Center for Living Aquatic Resources Management) aux Philippines (Maragos *et al.*, 1996).

Cependant, malgré les efforts significatifs fournis dans le domaine de l'évaluation de la santé des écosystèmes coralliens par l'intermédiaire de ces programmes, ceux-ci ne concernent généralement que les récifs coralliens et non les zones lagunaires adjacentes abritant les mangroves et les herbiers de phanérogames côtiers, lesquels sont autant, voire plus exposés encore aux agressions humaines (Peters *et al.*, 1997). Cette surveillance biologique est en outre principalement basée sur des approches écologiques (Peters *et al.*, 1997) telles que les mesures de biodiversité (Hodgson, 1999), de couvertures algales et coralliennes (Hughes, 1994) ou bien l'étude des structures des communautés ou des peuplements d'Invertébrés ou de poissons tels que le genre *Chaetodon* (poissons-papillons) notamment, généralement utilisés comme bioindicateur de la santé globale d'un récif (Öhman *et al.*, 1998). Cette approche permet d'obtenir une vision globale de la santé de l'écosystème résultant des diverses sources de stress et d'altération. Cependant, celle-ci ne fournit que peu d'informations spécifiques sur la nature de ces stress ni l'existence et l'étendue d'éventuelles contaminations chimiques.

Surveillance des contaminations chimiques

Dans le domaine de l'évaluation spécifique des contaminations chimiques, le constat est en revanche accablant. Alors que les impacts de l'eutrophisation sur les récifs coralliens ont été assez bien étudiés (Bell, 1991 ; Dubinsky & Gambler, 1996), notamment à travers l'expérience « E.N.C.O.R.E. » (The Effect of Nutrient Enrichment on Coral Reefs) conduite sur la Grande Barrière de Corail australienne (Steven & Larkum, 1993 ; Koop *et al.*, 2001), ceux liés à la contamination chimique par les métaux, hydrocarbures ou composés organiques de synthèse (pesticides, herbicides) demeurent encore à l'heure actuelle assez peu connus. Dans leur synthèse sur les sources et les effets des contaminations chimiques en milieu tropical récifo-lagonaire, Peters *et al.* (1997) soulignent notamment le manque de connaissances sur les impacts de ces contaminations à long terme et l'insuffisance des outils biologiques d'évaluation. Peu de programmes de surveillance globale ont en effet collecté des données sur les contaminants chimiques, en terme de niveaux de contamination et surtout de seuils d'apparition d'effets toxiques, et les programmes spécifiquement dédiés à l'étude et surtout la surveillance à long terme des contaminations chimiques sont très peu nombreux. La plupart des connaissances acquises à l'heure actuelle provient donc presque uniquement d'études ponctuelles réalisées dans le seul cadre de la recherche scientifique. Peters *et al.* (1997) indiquent que très peu d'études ont en outre mesuré les contaminants à la fois dans l'eau, dans les sédiments et dans les organismes

au même moment et au même endroit (Patel *et al.* 1985a ; Rees *et al.*, 1999). Les types de contaminants et le nombre examinés sont aussi relativement moins nombreux que dans les zones tempérées. Ces auteurs recommandent donc d'orienter les futures recherches vers l'identification et la validation d'outils d'évaluation de la contamination et des risques associés, tels que les espèces bioindicatrices (bioaccumulatrices notamment), les bioessais ainsi que les biomarqueurs, pour lesquels les études en milieu tropical sont encore moins nombreuses que pour les bioindicateurs quantitatifs.

Un bilan relativement similaire avait également été dressé précédemment dans un article de synthèse portant plus spécifiquement encore sur l'évaluation de la contamination des écosystèmes tropicaux et subtropicaux par les métaux et sur l'identification et l'utilisation de bioindicateurs quantitatifs dans ces régions (Phillips, 1991). Cet auteur souligne que malgré la vulnérabilité particulière des écosystèmes tropicaux vis-à-vis de la contamination par les métaux, le nombre d'études portant sur l'évaluation du degré de contamination métallique et la recherche de bioindicateurs est très inférieur à celui en zones tempérées. Jusqu'à il y a une dizaine d'années, les principaux travaux dans ce domaine ont en effet été réalisés dans les pays du sud-est asiatique, en particulier Hong Kong (voir notamment l'article de synthèse sur la pollution métallique côtière à Hong Kong : Blackmore, 1998), l'Australie et l'Inde, tandis que les études menées dans d'autres pays ou régions étaient relativement peu nombreuses. Phillips (1991) attribue en partie cette carence à la difficulté d'identifier des espèces répondant suffisamment aux critères de choix des bioindicateurs, notamment leur capacité de bioaccumulation et leur distribution géographique la plus large possible pour autoriser son utilisation dans d'autres régions. Les principaux travaux destinés à identifier des espèces bioindicatrices en milieu tropical ont été réalisés sur des bivalves appartenant aux genres *Saccostrea*, *Crassostrea* et *Perna* notamment ; ceux-ci ayant fourni des résultats encourageants, cet auteur a suggéré de poursuivre préférentiellement les recherches sur ce groupe.

Depuis cet article, le nombre d'études portant sur la détermination des niveaux de concentration en métaux chez des bivalves tropicaux mais également sur des macroalgues a assez nettement augmenté depuis quelques années, permettant l'identification d'un certain nombre d'espèces potentiellement bioindicatrices et l'évaluation de la contamination de zones côtières dans plusieurs autres pays. Cependant, ces études apparaissent encore à l'heure actuelle relativement peu nombreuses par rapport à celles menées depuis une trentaine d'années en milieu tempéré, et de nombreux autres groupes d'organismes tels que les échinodermes, les crustacés, les spongiaires, les tuniciers et les octocoralliaires notamment n'ont fait l'objet que très peu de travaux. En outre, même si certaines de ces études appliquent le concept du « Mussel Watch » sur un nombre important de stations en quantifiant un groupe de contaminants ou même un ensemble de plusieurs types de contaminants (métaux et hydrocarbures par exemple) dans des bivalves ou éventuellement des espèces appartenant à d'autres groupes, celles-ci demeurent généralement ponctuelles et s'effectuent dans le cadre de recherches scientifiques plutôt qu'au sein d'un réseau structuré et géré par les autorités locales (Phillips, 1979 ; Denton & Burdon-Jones, 1986a ; Dougherty, 1988 ; Guzman & Jimenez, 1992 ; Hunter *et al.*, 1995 ; Sbriz *et al.*, 1998 ; Jaffe *et al.*, 1998 ; Rees *et al.*, 1999). De plus, les seules études intégrant la dimension temporelle sont limitées pour la plupart à l'estimation de la variabilité saisonnière (Talbot, 1986 ; Lima *et al.*, 1986 ; Krishna Kumari *et al.*, 1992 ; Paez-Osuna *et al.*, 1995 ; Joiris & Azokwu, 1999 ; Frias-Espéricueta *et al.*, 1999 ; Avelar *et al.*, 2000) où celle des cinétiques de transfert chez des animaux transplantés (e.g. Klumpp & Burdon-Jones, 1982 ; Lim *et al.*, 1995) plutôt qu'à la recherche de la tendance interannuelle (Patel *et al.*, 1985a).

A notre connaissance, rares sont les pays des régions tropicales et subtropicales ayant développé des véritables programmes de surveillance fonctionnant en routine sur une période de temps significative et selon des protocoles standardisés. C'est cependant le cas de quelques pays

de l'Asie du sud-est tels que Taïwan (Jeng *et al.*, 2000 ; Hung *et al.*, 2001) ou le Territoire de Hong Kong (Phillips, 1984) notamment, qui ont récemment été intégrés au Mussel Watch international. Au niveau français et malgré l'existence du R.N.O. en Métropole depuis de nombreuses années, aucun réseau de ce type n'a à l'heure actuelle encore été développé à notre connaissance au niveau local dans les Départements, Territoire et Pays d'Outre-Mer. Il est cependant question d'établir prochainement un réseau d'observation dans certains D.O.M. tels que la Guadeloupe et la Guyane. Il est donc urgent de combler ce retard considérable et d'identifier de nouvelles espèces bioindicatrices ainsi que des biomarqueurs d'exposition et d'effets en zone tropicale, bases de l'élaboration de tels réseaux de surveillance de la contamination du milieu côtier. Une étape significative a été franchie récemment grâce à l'établissement d'une stratégie de recherche et de développement de critères biologiques permettant d'évaluer de manière cohérente et complète la santé des écosystèmes récifo-lagonaires (Jameson *et al.*, 2001a ; 2001b).

Conclusions

Une dégradation rapide et alarmante des écosystèmes récifo-lagonaires est observée depuis plus d'une dizaine d'années à travers le monde. Face à ce constat, des efforts significatifs ont été fournis ces dernières années afin d'évaluer les différentes sources de stress et d'estimer leurs impacts respectifs sur la santé de ces écosystèmes relativement vulnérables. Cependant, relativement peu d'études se sont véritablement penchées sur l'étendue et les effets biologiques et écologiques de l'une des sources de perturbations les plus répandues dans les milieux côtiers : la contamination chimique. Il apparaît donc absolument nécessaire de poursuivre et d'intensifier les recherches portant sur le développement d'outils scientifiques permettant : i) de détecter et d'estimer les degrés de contamination par différents types de substances chimiques et ii) d'évaluer les effets biologiques et écologiques induits et les risques réellement encourus à moyen et long termes. Dans ce but, la meilleure approche permettant d'aboutir à une compréhension globale des mécanismes en jeu et des risques associés est sans conteste la combinaison de différentes méthodes (biomarqueurs, bioindicateurs quantitatifs, indicateurs écologiques, analyses physico-chimiques du milieu) permettant tout d'abord de détecter de manière la plus précoce possible, de quantifier et d'évaluer les effets des contaminations à plus long terme puis d'en assurer une surveillance sur plus long terme. L'étude de Rees *et al.* (1999) dans la baie de Jakarta en Indonésie constitue notamment un exemple intéressant d'approche selon une telle combinaison de méthodes en milieu tropical.

Jusqu'à maintenant, seule l'approche écologique a été mise en œuvre en Nouvelle-Calédonie pour évaluer les impacts de rejets anthropiques dans le milieu côtier, dans le cadre d'études d'impacts ponctuelles ou de travaux de recherches, notamment en fond de baie Sainte-Marie (Bos, 1998). Il a donc été décidé de débiter le travail d'identification de bioindicateurs de contamination et de pollution par les métaux en se focalisant sur la recherche d'espèces benthiques bioaccumulatrices autochtones, puis d'utiliser conjointement l'ensemble des résultats obtenus chez différentes espèces pour établir un premier bilan du degré de contamination du milieu côtier lagonaire dans le lagon sud-ouest. Cette première approche fait l'objet du travail présenté. Cependant, bien que n'ayant pas été intégrées à ce document, des études préliminaires portant sur l'évaluation de certains effets biologiques ont également été réalisées en parallèle à ce travail. Celles-ci seront exposées brièvement en conclusion de ce document.

LE SITE D'ETUDE

Présentation générale de la Nouvelle-Calédonie

Située dans le Pacifique sud-ouest à environ 1500 km à l'est des côtes australiennes et à proximité du Tropique du Capricorne (19-23° de latitude sud et 163-168° de longitude est), la Nouvelle-Calédonie (figure 1) est le territoire français le plus éloigné de la Métropole (18 400 km). Cet archipel d'environ 19 000 km² de terres émergées est constitué d'une île principale d'environ 400 km de long sur 50 km de large (soit une surface de 16 890 km²), la « Grande Terre », des îles Loyautés à l'est (Ouvéa, Lifou, Maré, Tige), de l'île des Pins au sud, des îles Belep au nord ainsi que des îles plus éloignées et non habitées.

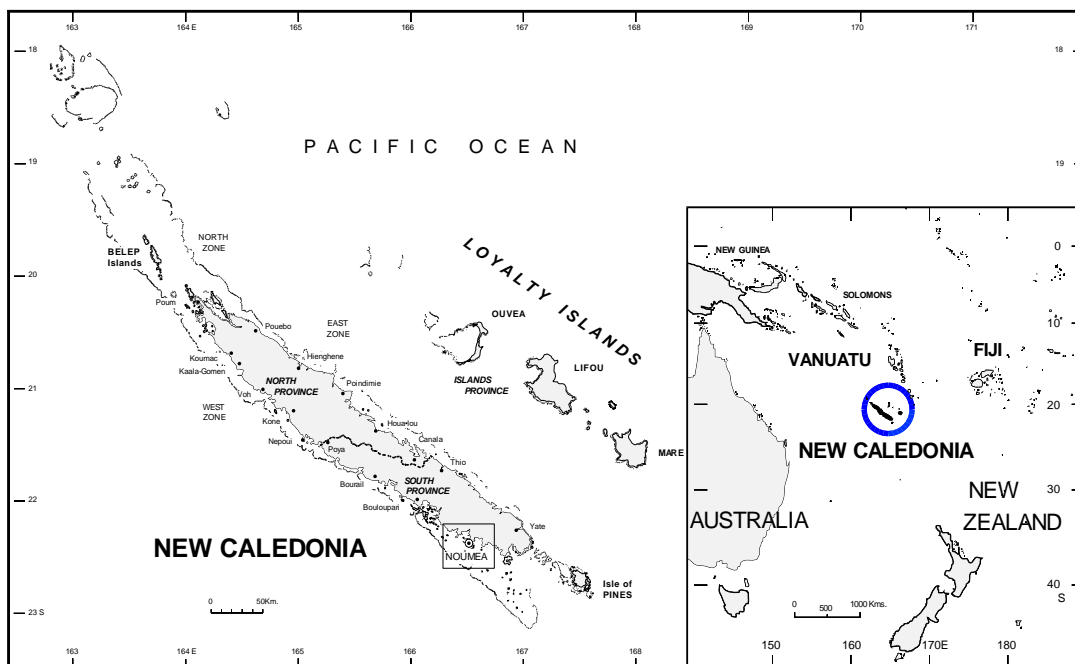


Figure 1. : Situation géographique de la Nouvelle-Calédonie.

De par sa situation géographique à la limite sud de la zone tropicale océanique soumise aux alizés du sud-est, la Nouvelle-Calédonie jouit d'un climat relativement tempéré de type semi-tropical océanique. La température moyenne annuelle de l'air s'établit autour de 22-24°C avec des extrêmes peu marqués. Les valeurs moyennes mensuelles montrent un maximum en février (25-29°C) et un minimum en juillet-août (18-21°C). A ces variations saisonnières s'ajoute également la forte influence cyclique (tous les 4 à 7 ans environ) du phénomène climatique El Nino. Celle-ci se traduit localement par une légère diminution (1-1,5°C) des températures en saison chaude ainsi qu'une longue période de sécheresse accompagnée d'une décroissance très nette des fréquences d'apparition des cyclones.

Cadre géologique et industrie minière

Contrairement à de nombreuses îles du Pacifique, la Nouvelle-Calédonie n'est pas d'origine volcanique. Elle correspond à la partie émergée d'une formation sous-marine, la Ride de

Norfolk, qui s'étend jusqu'à la Nouvelle-Zélande. Sur le plan géologique, la Nouvelle-Calédonie présente une grande diversité de roches, d'âges permien à quaternaire. Le tiers sud et est de la Grande-Terre se caractérise notamment par la présence d'un massif de roches ultrabasiques très riches en métaux, issues de la surrection (phénomène « d'obduction ») de nappes de péridotites à l'Eocène supérieur (37 millions d'années). Par rapport à l'ensemble des roches terrestres dans le monde, ces péridotites présentent dès leur formation une richesse relative en métaux de transition, dont le nickel. Ainsi s'expliquent les teneurs notables en ces métaux (0.3 % de nickel, par exemple) et en magnésium de ce type de roches.

Pour une grande partie de la zone sud de l'île, l'enrichissement a pu se poursuivre sous l'influence des processus d'érosion et d'altération des péridotites rencontrées sur des plateaux ou des terrasses. Soumises à l'action des facteurs climatiques, ces roches ont été lessivées en profondeur par l'hydrolyse des minéraux silicatés qui les composent et les départs conjugués des alcalins et des alcalino-terreux (magnésie) puis d'une partie de la silice. Ces transformations s'accompagnent d'une migration des métaux de transition tels que le manganèse, le cobalt, le chrome, le nickel et l'aluminium suite à la formation de gels silico-ferrugineux. Grâce à leur richesse en hydroxydes de fer colloïdaux, ces gels ont la faculté d'adsorber ces éléments de transition précédemment libérés par l'hydrolyse ; leur capacité d'adsorption est ici d'autant plus élevée que les hydroxydes sont formés sur place, au contact direct des métaux. Il en résulte une concentration exceptionnellement forte de ces éléments de transition dans une partie du profil d'altération. Libérés et oxydés, le manganèse et le cobalt s'isolent dans la partie moyenne du profil d'altération sous forme d'absolane ; le nickel se concentre dans la partie basse du profil d'altération par apport du nickel issu des horizons supérieurs.

Cette richesse exceptionnelle des sols et sous-sols en métaux, notamment en nickel (qui représente entre le tiers et le quart des ressources mondiales), a entraîné le développement d'une intense exploitation minière dans de nombreux sites du territoire (environ 500). Les principaux métaux exploités depuis plus d'un siècle, outre le nickel, sont le chrome, le fer, le cobalt, le manganèse, le cuivre, l'or, le plomb et l'argent. Ainsi, depuis 1876, plus de 160 millions de tonnes de minerai de nickel ont été extraites, plaçant la Nouvelle-Calédonie au troisième rang mondial des producteurs. On estime en outre à plus de $300 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ le volume de sols déplacés ou remaniés par l'extraction directe depuis le début des activités minières (Labrosse *et al.*, 2000), ce qui a entraîné une transformation importante des paysages dans de nombreux endroits (Bird *et al.*, 1984). Actuellement, l'activité minière et métallurgique ne concerne quasiment plus que le nickel et le cobalt, dont il est prévu une augmentation de l'exploitation et du traitement métallurgique dans les prochaines années avec l'accroissement de la production de l'usine Doniambo de la SLN (Société Le Nickel) localisée à Nouméa en bord de baie de la Grande Rade et utilisant un procédé pyrométallurgique (fusion du minerai à forte teneur en nickel, soit 2,5 à 3 %), ainsi que le développement de deux grands projets d'usines dans le nord et dans le sud du territoire. Contrairement aux précédents, ce dernier projet prévoit d'utiliser un procédé hydrométallurgique (lixiviation par de l'acide sulfurique) permettant de traiter les latérites pauvres en nickel (<1 %), jusqu'alors non exploitées.

Contexte socio-économique

La population totale du territoire est en assez forte augmentation et s'élève actuellement à environ 210 000 habitants (contre environ 160 000 habitants il y a moins d'une quinzaine d'années), dont plus de la moitié a moins de vingt ans. Celle-ci se concentre à 60 % (soit environ 125 000 habitants) dans la principale ville, Nouméa (environ 80 000 habitants) et la zone du Grand Nouméa (comprenant les communes adjacentes du Mont Dore, de Dumbéa et de Païta principalement). Il en résulte une densité de population très inégale (60 h/km^2 à Nouméa,

4,4 h/km² dans le reste de l'île), dont la moyenne pour l'ensemble du territoire figure parmi les plus faibles de la région du Pacifique Sud et est très inférieure à celle des autres régions françaises d'outre-mer, avec seulement 11 habitants/km². Les principales ressources économiques du territoire sont l'industrie minière (représentant plus de 90 % des exportations), l'aquaculture de crevettes, la pêche et l'agriculture, ainsi que le tourisme. Avec un Produit Intérieur Brut (PIB) de 95 650 FF par habitant, la Nouvelle-Calédonie se place au second rang économique des DOM-TOM et collectivités d'outre-mer, derrière la Polynésie Française (PIB : 100 700 FF).

Le lagon sud-ouest

Le lagon sud-ouest couvre une superficie d'environ 6000 km². Sa profondeur moyenne est de 25 m environ, les zones inférieures à 10 m représentant 40 % de l'ensemble. Il est limité par un récif-barrière de 0,5 à 2,5 km de large s'étendant parallèlement à la côte dans sa partie nord puis s'en écartant de manière importante dans la partie sud jusqu'à former une vaste zone beaucoup plus ouverte sur l'océan, la « corne sud ». Ce récif-barrière s'interrompt par endroits par des passes plus profondes que le reste du lagon, vestiges des anciens lits des différentes rivières du sud de l'île : la passe de Saint-Vincent (50 m de profondeur), la passe de Uitoé (60 m de profondeur), la passe de Dumbéa (70-80 m de profondeur) et la passe de Boulari (50-70 m de profondeur). Situées dans l'axe de ces passes, les rivières actuelles (la Foa, la Ouenghi et la Tontouta, la Dumbéa, la Coulée, la rivière des Pirogues et la rivière de Prony dans le sud de l'île) déversent dans la zone côtière lagonaire de grandes quantités d'eaux douces chargées en matériels particuliers et dissous issus de l'érosion des sols des bassins versants, notamment pendant les périodes des fortes pluies (figure 2).

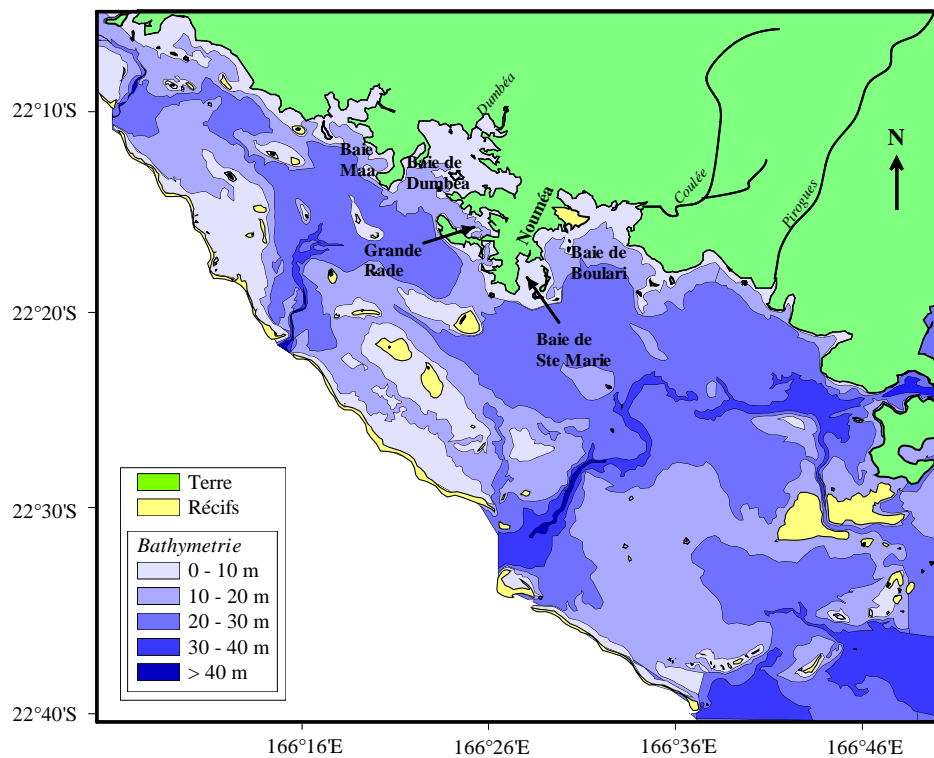


Figure 2. : Présentation générale du lagon sud-ouest.

La température des eaux lagunaires varie de 21 à 27°C selon les saisons ; celle-ci est environ 1 à 2°C inférieure à la température des eaux océaniques en hiver et 1 à 2°C supérieure à cette dernière en été, en raison de l'influence de la masse continentale de l'île. La salinité y est proche de celle de l'océan et varie globalement de 34 à 36 ‰, les précipitations parfois fortes pouvant cependant entraîner d'importantes diminutions de salinité des eaux de surface dans les baies. La marée est de type semi-diurne à inégalité diurne, avec un faible marnage n'excédant généralement pas 1,5 m. Elle se propage généralement du sud-est vers le nord-est, mais son influence sur la circulation des eaux lagunaires dépend principalement de la géomorphologie (Douillet, 1998).

La courantologie et la sédimentologie du lagon sud-ouest ont été relativement bien étudiées depuis une trentaine d'années (Dandonneau *et al.*, 1981 ; Rougerie, 1986 ; Chardy *et al.*, 1988 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988 ; Clavier *et al.*, 1995a). Plus récemment, les recherches se sont concentrées sur l'étude et la modélisation du transport du matériel dissout et particulaire en suspension, de la physico-chimie des eaux lagunaires ainsi que des cycles biogéochimiques en résultant (Douillet, 1998 ; Bujan *et al.*, 2000 ; Douillet *et al.*, 2001 ; Ouillon *et al.*, in press ; Pinazo *et al.*, in press ; Fichez *et al.*, in prep).

Sur le plan hydrologique, la situation prédominante (correspondant à la période des alizés, pendant la saison chaude notamment) est une circulation de surface selon un axe SE-NO : les eaux s'engouffrent dans le lagon par le large entonnoir formé par la corne sud et en sortent par les passes ainsi que par un courant de fond de sens opposé. Cette forte influence océanique maintient des conditions oligotrophes dans la majeure partie du lagon à l'exception de certaines baies anthropisées et assure un taux de renouvellement important des eaux lagunaires, avec un temps de résidence de 11 jours pour une surface de 2000 km² (Bujan *et al.*, 2000).

Sur le plan sédimentologique, les fonds meubles du lagon sud-ouest se structurent en trois grandes unités sédimentaires distribuées parallèlement à la côte (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Chardy *et al.*, 1988 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988). Celles-ci résultent des phénomènes d'apports, de transport et de dépôt/érosion de matériel particulaire évoqués précédemment et dépendent donc de la morphologie de la zone côtière, de la bathymétrie et de l'hydrodynamisme.

➤ **les fonds de baie envasés** sous influence très majoritairement terrigène occupent toute la frange côtière en incluant notamment les baies de Saint-Vincent, de Dumbéa, de Boulari et du Prony, dans l'extrême sud du territoire), soit environ 35 % (700 km²) des fonds meubles du lagon sud-ouest (Chardy *et al.*, 1988). Ces fonds de vase sont rougeâtres dans les zones situées au sud de Nouméa en raison de leur forte teneur en oxydes de fer d'origine latéritique ; ceux-ci contiennent de 50 % à plus de 75 % de lutites (fraction inférieure à 63 µm) à très faibles teneurs en carbonates, ainsi qu'un fort pourcentage de matière organique sédimentaire (4-12 %). Les sédiments y sont très peu triés sur l'ensemble des fonds ;

➤ **les fonds blancs** situés à l'arrière du récif-barrière soumis à la houle océanique et s'étendant jusqu'à une quinzaine de mètres de profondeur sur le bord interne du lagon, soit 15 % de la surface totale des fonds meubles (300 km²). Dans cette zone, l'influence terrigène ne se fait pas sentir et ces fonds sont donc constitués uniquement de matériaux biogènes carbonatés détritiques provenant principalement du récif-barrière (algues calcaires, scléractiniaires et tests calcifiés d'invertébrés) ;

➤ **les fonds gris du milieu de lagon, ou « fonds de lagon »**, occupant la partie médiane du lagon entre les fonds blancs et les fonds vaseux, soit 50 % de la surface des fonds meubles du lagon sud-ouest (1000 km²). Les sédiments gris contiennent de 5 à 50 % de vase et se distribuent principalement dans les fractions des sables moyens à fins. Les fonds gris semblent être la résultante des apports terrigènes provenant des zones côtières estuariennes et des apports de matériaux détritiques carbonatés biogéniques provenant du récif-barrière. Cependant, les travaux

plus récents de Chevillon (1996) sur les autres lagons calédoniens indiquent au contraire que les apports dus à l'érosion du récif-barrière seraient minimes et que l'essentiel de la production bioclastique serait autochtone, réalisée principalement par les mollusques, les foraminifères et les algues calcifiées.

ETUDE ECOLOGIQUE DU MILIEU ET SELECTION DES ESPECES

Introduction

Le choix d'une espèce bioindicatrice de contamination repose sur un ensemble de critères biologiques et écologiques énoncés par différents auteurs : une telle espèce doit notamment être sédentaire et de taille suffisante pour permettre des analyses individuelles, être commune à plusieurs sites et présenter un nombre d'individus suffisamment important sur un site donné. Elle doit en outre pouvoir être récoltée facilement et être relativement tolérante aux variations des conditions environnementales (y compris vis-à-vis du degré de contamination de leur environnement), et ne doit pas être capable de réguler ses teneurs internes en métaux de telle sorte que la bioaccumulation des métaux dans ses tissus soit le reflet de la contamination de son milieu environnant sur une période de temps donnée (Rainbow, 1995).

De telles espèces répondant à la majorité des critères de choix précédemment exposés sont évidemment peu nombreuses. Dans les régions tempérées, les recherches menées dans ce domaine depuis une trentaine d'années ont permis d'identifier et de valider l'utilisation de différentes espèces - principalement des bivalves et dans une moindre mesure des macroalgues intertidales - en tant que bioindicateurs. Le cosmopolitisme de ces espèces est toutefois limité à une province biogéographique donnée ; l'utilisation de ces mêmes espèces dans les régions tropicales n'est ainsi que très rarement possible et il est donc nécessaire d'identifier de nouvelles espèces autochtones. Or, les études menées sur ce thème dans les milieux côtiers tropicaux sont encore relativement récentes et apparaissent nettement moins nombreuses que celles menées en zone tempérée. Bien qu'un certain nombre d'espèces répondant aux critères précédemment énoncés ont déjà pu être identifiées dans différentes régions tropicales et subtropicales (Phillips, 1991), la recherche et la validation de bioindicateurs de contamination des écosystèmes récifal-lagonaires apparaît à l'heure actuelle encore relativement modeste. Le travail de sélection de nouvelles espèces qu'il reste à accomplir sur l'ensemble de la zone intertropicale est pourtant extrêmement conséquent en raison de l'extraordinaire biodiversité de la faune et de la flore marines rencontrées dans ces milieux. Bien qu'ils se rencontrent dans des eaux relativement pauvres en éléments nutritifs et ne recouvrent que 0,1 % de la surface terrestre, les récifs coralliens sont en effet l'un des écosystèmes les plus diversifiés et les plus productifs de la planète et se caractérisent notamment par une biodiversité très supérieure à celle des écosystèmes marins tempérés (Reaka-Kudla, 1997 ; Maragos *et al.*, 1996). Ainsi, sur les 219 000 espèces marines vivant en zones côtières actuellement décrites, 195 000 espèces se rencontrent dans les zones côtières tropicales et 93 000 sont présentes dans les récifs coralliens, incluant respectivement 143 000 et 68 000 espèces macroscopiques (Reaka-Kudla, 1997). Cependant, cet auteur estime qu'en raison de l'insuffisance du nombre d'études dans ce domaine dans certaines régions, notamment dans l'Indo-ouest Pacifique, mais aussi de la difficulté d'identifier la faune cryptique peuplant les récifs coralliens et qui constitue très vraisemblablement la plus forte proportion d'espèces, cette évaluation du nombre total d'espèces décrites dans les écosystèmes récifal-lagonaires ne représente qu'environ 10 % de la biodiversité réelle, estimée à plus de 950 000 espèces. Il apparaît ainsi clairement que la relative méconnaissance actuelle de la biodiversité tend à rendre l'identification de bioindicateur plus difficile.

Pour cette raison, la mise en œuvre d'une véritable stratégie de recherche d'espèces bioindicatrices de contamination était tout à fait nécessaire. Celle qui a été élaborée dans le cadre de ce travail repose sur les principaux critères de sélection des bioindicateurs précédemment présentés et comporte trois grandes étapes : i) la sélection de différents sites côtiers relativement contrastés en terme d'apports en métaux, ii) l'identification d'un ensemble d'espèces présentes

dans ces sites et répondant aux critères de choix d'ordre écologique, et iii) l'évaluation de leur potentiel de bioaccumulation reposant sur l'analyse comparative des niveaux de concentrations en métaux bioaccumulés dans leurs tissus en fonction du degré d'exposition de ces espèces aux apports métalliques et de la nature de ces apports.

La réalisation de cet objectif ne peut cependant se baser que sur les connaissances préalablement acquises sur les différents biotopes rencontrés dans la zone lagunaire et en particulier au niveau de la bande côtière, ainsi que leurs biocénoses associées. Cette seconde partie présente donc tout d'abord une brève synthèse des connaissances de la biodiversité macrobenthique littorale en Nouvelle-Calédonie, permettant l'établissement d'une première liste d'espèces les plus communément rencontrées dans la zone lagunaire, en particulier dans le lagon sud-ouest. Les différents sites côtiers choisis dans le cadre de ce travail, puis l'étude écologique réalisée sur ces sites afin d'identifier les espèces à analyser seront ensuite exposés.

Biodiversité benthique littorale de la Nouvelle-Calédonie

Bilan des acquis

A partir des résultats obtenus dans le cadre des programmes scientifiques conduit depuis 1977, une base de données de la biodiversité marine en Nouvelle-Calédonie a été compilée par l'IRD. Au 01/10/99, 3 514 espèces d'invertébrés benthiques et de macrophytes étaient recensées dans cette base de données (tableau 2) (Richer de Forges & Hoffschir, 2000). Très peu d'informations quantitatives sont cependant disponibles concernant ces espèces en raison des méthodes d'échantillonnage utilisées (par dragages notamment).

Tableau 2. : Biodiversité des Invertébrés marins benthiques littoraux récoltés dans la ZEE de la Nouvelle-Calédonie (d'après Richer de Forges & Hoffschir, 2000).

Taxons	Familles	Genres	Espèces
Algues	49	129	334
Ascidies	11	53	218
Bryozoaires	54	93	167
Cnidaires	40	131	428
Crustacés	93	344	749
Echinodermes	55	131	252
Foraminifères	32	80	159
Mollusques	62	195	709
Spongiaires	54	84	137
Autres groupes	60	200	361
TOTAL	510	1 440	3 514

Macroalgues :

En ce qui concerne les algues, 137 genres incluant 336 espèces ont été recensés par Garrigue & Tsuda (1988), alors que 141 genres regroupant 344 espèces ont été comptabilisés par (Clavier

et al. 1995). Malgré ces légères différences, il apparaît globalement que les Rhodophyta (algues rouges) sont les plus représentées avec 79 genres et 147 espèces, suivies par les Chlorophyta (algues vertes), avec 35 genres et 130 espèces. Les Phaeophyta (algues brunes) sont les moins représentées, avec seulement 59 espèces regroupées en 29 genres (Garrigue & Tsuda, 1988). La base de données de Richer de Forges & Hoffschir (2000), plus récente, fournit des chiffres sensiblement différents, avec 334 espèces de macroalgues réparties en 129 genres et 49 familles (tableau 2). Chez les Rhodophyta, 135 espèces sont recensées dans la base de données, regroupées en 26 familles dont les plus diversifiées sont les Rhodomelaceae (genres *Acanthophora*, *Bostrychia*, *Laurencia*, *Tolypocladia* et *Polysiphonia* par exemple), les Gracilariaceae (genres *Gracilaria*, *Melanthalia* et *Gelidiopsis*) et les Corallinaceae (genres *Amphiroa*, *Cheilosporum* et *Jania* par exemple) avec 27, 15 et 12 espèces respectivement. Chez les Chlorophyta, les 136 espèces décrites se répartissent en 11 familles, les plus diversifiées étant les Codiaceae (genres *Avrainvillea*, *Udotea*, *Codium*, *Halimeda* et *Chlorodesmis*), les Caulerpaceae (genre *Caulerpa*) et les Dasycladaceae (genres *Acetabularia*, *Bornetella* et *Neomeris* notamment), contenant respectivement 45, 29 et 17 espèces. Avec 79 espèces, l'ordre des Caulerpales (qui regroupe les Codiaceae, les Caulerpaceae et les Bryopsidaceae) est de loin le plus diversifié chez les macroalgues. Les Phaeophyta comportent quant à elles 56 espèces distribuées entre 9 familles, dont les Sargassaceae (ordre des Fucales) et les Dictyotaceae (ordre des Dictyotales) sont les plus diversifiées, avec 28 et 15 espèces respectivement. Cependant, une révision de ces espèces et un nouvel inventaire floristique sont actuellement en cours de réalisation par C. Payri (Université de Polynésie Française), lesquels devraient aboutir à la publication d'un guide des algues de Nouvelle-Calédonie. Les macroalgues constituent ainsi un groupe relativement bien étudié en Nouvelle-Calédonie.

Les peuplements de macrophytes et leur répartition dans le lagon sud-ouest ont été étudiés à l'issue des opérations de dragages menées dans le cadre du Programme LAGON entre 1984 et 1986 (Garrigue, 1987). De par la méthode de récolte employée (dragages), les fonds de baies peu profonds et les fonds durs (platiers d'îlots coralliens par exemple), lesquels sont justement les zones les plus riches en macrophytes et présentent des peuplements caractéristiques, n'ont pas pu être échantillonnés. De plus, la drague utilisée n'était pas conçue pour la récolte des algues et beaucoup d'échantillons ont de ce fait été relativement abîmés. Ainsi, seulement 69 des 336 espèces précédemment recensées par Garrigue & Tsuda (1988) ont pu être identifiées : 43 espèces de Chlorophyta appartenant à 14 genres, 8 espèces de Phaeophyta appartenant à 6 genres et 18 espèces de Rhodophyta appartenant à 13 genres. De nombreux autres spécimens n'ont pu être identifiés que jusqu'au niveau générique et beaucoup sont encore actuellement indéterminés, tout particulièrement chez les Rhodophyta, qui constituent un groupe complexe et extrêmement diversifié. Sur les 481 dragages réalisés, des macrophytes ont été observées sur 239 stations (soit 49 %), dont 95 % contenaient des espèces appartenant à l'ordre des Caulerpales (*Halimeda*, *Caulerpa*, *Avrainvillea* et *Udotea*). On peut ainsi estimer que la surface totale colonisée par les macrophytes est de 2 726 km² sur les 5 564 km² du lagon sud-ouest (Garrigue, 1987). En faisant abstraction des zones de faibles profondeurs, les macrophytes sont essentiellement réparties au centre du lagon selon un axe SE-NO sur les fonds de sables gris d'une profondeur inférieure à 50 m, tels qu'ils ont été définis précédemment. Les fonds blancs d'arrière récif et les fonds de vase semblent n'être que très peu colonisés par ces végétaux.

La distribution de fréquences des espèces a montré que rares sont celles pour lesquelles les fréquences d'observation sont élevées, et que de nombreuses espèces ne sont au contraire rencontrées que quelques fois seulement. Les huit espèces les plus rencontrées sont *Halimeda incrassata*, *Halimeda discoidea*, *Caulerpa taxifolia*, *Amansia glomerata*, *Halophila* sp. (Phanérogames), *Halimeda macroloba*, *Sargassum* sp. et *Halimeda cylindracea* (tableau 3). A elles seules, ces espèces représentent plus du quart des observations. L'espèce *Lobophora*

variegata (Phaeophyta) a en outre été observée dans 14,9 % des stations de dragages, mais cette information a ensuite été exclue pour cause de manque de fiabilité, différentes espèces ayant été mélangées sous ce nom lors des tris.

Tableau 3 : Fréquences d'observation (en pourcentage par rapport au nombre totale de stations de dragages) des espèces les plus communément rencontrées dans le lagon sud-ouest (d'après Garrigue, 1987)

Espèces	Occurrence	Gamme de profondeur (m)	Profondeur optimale (m)
<i>Halimeda incrassata</i>	19 %	8 - 80	14 et 21–22
<i>Halimeda discoidea</i>	17 %	10 - 70	20 - 25
<i>Caulerpa taxifolia</i>	14 %	8 - 46	15
<i>Amansia glomerata</i>	14 %	-	20
<i>Halophila</i> sp	13 %	8 - 50	13 - 15
<i>Halimeda macroloba</i>	13 %	6 - 33	10 ; 20
<i>Sargassum</i> sp	12 %	-	-
<i>Halimeda cylindracea</i>	11 %	5 - 33	10 - 12

Mollusques

L'étude de la biodiversité lagonaire dans le cadre de l'opération « bionomie benthique » du programme LAGON (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Richer de Forges, 1991) a montré que les mollusques de taille supérieure à 5 mm sont très abondants sur les fonds meubles et étaient présents dans presque toutes les stations de dragages dans le lagon sud-ouest.

Le tri spécifique et l'identification au niveau de la famille ont permis de réaliser une carte de répartition de la richesse spécifique en gastéropodes et de calculer la fréquence de chacune des familles dans les lagons (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Richer de Forges, 1991). Les familles les plus fréquemment observées dans le lagon sud-ouest (présentes dans plus de 35 % des stations) sont les Nassaridae (67,4 %), les Turridae (59,9 %), les Cerithiidae (54,3 %), les Strombidae (47,6 %), les Naticidae (47,2 %), les Muricidae (46,6 %) puis les Costellariidae (45,3 %). La répartition des espèces de Strombidae (*Strombus luhuanus*, *S. gibberulus*, *S. erythrinus*) et de Cerithiidae (*Rhinoclavis fasciata*, *R. (Proclava) sordidula*, *R. articulata* et *Cerithium rostratum*) les plus communes a été cartographiée ((Richer de Forges *et al.* 1987)) et les corrélations entre leur présence et la granulométrie des sédiments de surface associés ont également été étudiées (Chevillon & Richer de Forges, 1988 ; Richer de Forges *et al.*, 1988).

Chez les bivalves, cinq familles ont été observées dans plus de 40 % des stations de dragages dans le lagon sud-ouest (Richer de Forges, 1991) : les Veneridae (69,2 %), les Cardiidae (61,3 %), les Pectinidae (57,0 %), les Arcidae (54,3 %) et les Tellinidae (44,5 %) ; les Ostreidae et les Mytilidae ont quant à elles été observées dans 23,7 % et 23,07 % des stations respectivement, sur un total de 46 familles récoltées. Les espèces les plus communes sont *Mimachlamys gloriosa* (21,8 %), *Bractechlamys vexillum* (16,8 %), *Mimachlamys senatoria* (15,2 %) et *Juxtamysium coudei* (7,9 %). Cependant, la détermination au rang de l'espèce des spécimens récoltés lors des campagnes LAGON est peu avancée en raison de la rareté des taxonomistes spécialistes des bivalves tropicaux. Très peu d'études ont en outre été menées sur les bivalves du lagon sud-ouest pour ces raisons ; seules quelques espèces présentant un intérêt

économique ont fait l'objet d'études plus approfondies sur leur répartition, sur l'évaluation des stocks de certaines d'entre elles et sur la biologie de leur reproduction. C'est le cas des Pectinidae tels que *Mimachlamys gloriosa*, *Bractechlamys vexillum*, *Amusium japonicum balloti*, *Comptopallium radula* et *Annachlamys flabellata* (Clavier & Laboute, 1987 ; Clavier *et al.*, 1989, 1990 ; Dijkstra *et al.* 1989, 1990 ; Lefort, 1991 ; Lefort & Clavier, 1992, 1994) et de certains espèces intertidales telles que *Gafrarium tumidum*, *Atactodea striata* et *Anadara scapha*, Baron, 1992 ; Baron & Clavier, 1992a). Dans la zone côtière de faible profondeur proche de Nouméa, environ 150 espèces de macrobivalves appartenant à 27 familles et 64 genres ont été signalées à partir d'observations ponctuelles et non systématiques et une collection de référence a ainsi pu être constituée. Cependant, seulement 18 de ces espèces ont été recensées dans la base de données LAGON. Il apparaît donc très clairement que le groupe des bivalves n'a été que très peu étudié dans le lagon sud-ouest et que pratiquement aucune donnée de présence et d'abondance n'est disponible à part celle des quelques espèces précédemment citées.

Ces rares études sur la biodiversité des mollusques, leur répartition et leur abondance ont été largement complétées lors des deux ateliers de terrain, l'Expédition Montrouzier à Koumac et Touho en 1993, ainsi que « LIFOU 2000 ». Contrairement aux travaux précédemment présentés, pour lesquelles les zones de petits fonds et de fonds durs n'ont pas été échantillonnées et que seuls les spécimens de taille supérieure à 5 mm ont été retenus, ces deux études ont pris en compte l'ensemble des milieux rencontrés dans des sites de surface beaucoup plus réduite. Ceux-ci ont en outre été échantillonnés de manière optimale en mettant en œuvre des méthodes complémentaires et adaptées à chaque station. Toutes les tailles de mollusques ont également été récoltées. Sur le site de Koumac (totalement inventorié), 2 738 espèces de mollusques, dont 519 espèces de bivalves (62 familles) et 2 187 espèces de Gastéropodes (129 familles), ont ainsi pu être recensées sur 42 stations de prélèvement (Bouchet *et al.*, 2002). Sur la base de cette vaste étude, les familles de bivalves les plus diversifiées semblent être les Galeommatidae (60 espèces), les Veneridae (53 espèces), les Tellinidae (51 espèces), les Cardiidae (34 espèces) ainsi que les Mytilidae et les Pectinidae (27 espèces chacune). Chez les gastéropodes, les familles les plus diversifiées sont les Turridae (263 espèces), les Triphoridae (174 espèces), les Eulimidae (138 espèces) et les Pyramidellidae (132 espèces). En revanche, seules huit familles de mollusques collectées lors de l'atelier LIFOU 2000 ont été totalement inventoriées à l'heure actuelle. Toutefois, en extrapolant les résultats obtenus sur ces huit familles supposées représentatives de la malacofaune globale de la baie du Santal par rapport à ce qui était précédemment connu, il a été estimé à environ 2 500 à 2 800 le nombre d'espèces dans la seule Baie du Santal (66 stations d'une surface totale de 45 km²), soit du même ordre de grandeur qu'à Koumac (2 738 espèces) et Touho (3 001 espèces) mais plusieurs fois supérieure à celle recensée dans la littérature pour n'importe quel autre site tropical de dimension comparable ailleurs dans le monde, davantage que dans toute la Méditerranée (2,9 millions de km²) et cinq fois plus que dans la totalité des îles britanniques. Plusieurs centaines d'espèces nouvelles pour la science ont en outre été découvertes lors de ces deux ateliers (Bouchet *et al.*, 2001).

Ces deux études ont permis de confirmer l'extrême richesse spécifique des écosystèmes récifo-lagonaires de la Nouvelle-Calédonie, en particulier concernant le groupe des mollusques, et de révéler l'existence d'une importante hétérogénéité spatiale à l'échelle régionale : Lifou et les deux autres sites précédemment étudiés (Koumac et Touho) n'ont en commun que 18 % de leur faune malacologique combinée (sur les huit familles étudiées) ; Lifou ne partage pas plus de 30 % de ses espèces avec chacun des deux sites et environ 50 % des 1 057 espèces appartenant à ces huit familles ne sont présentes que sur un seul des trois sites (Bouchet *et al.*, 2001). Les résultats mettent également en évidence que cette extraordinaire diversité est largement due aux espèces de petites tailles (< 5 mm) et s'accompagne d'une relative rareté de nombreuses espèces. Sur le site de Koumac, 32 % des espèces n'ont en effet été collectées que sur une seule station et

20 % des espèces ne sont représentées que par un seul spécimen. Les résultats obtenus sur deux familles (Turridae et Triphoridae) lors de LIFOU 2000 vont dans le même sens : malgré l'effort d'échantillonnage particulièrement important mis en œuvre, 26 à 29 % des espèces appartenant à ces deux familles n'ont été observées que sur une seule des 66 stations, et moins de 40 % des espèces étaient présentes dans plus de 6 stations ; 22 % des espèces n'ont été représentées dans les prélèvements que par des échantillons uniques, et 49 % par cinq spécimens ou moins.

Cependant, seule une petite partie du matériel malacologique récolté lors du Programme LAGON et de LIFOU 2000 a pu être réellement décrite à l'heure actuelle, notamment en ce qui concerne les bivalves et certaines familles de gastéropodes ; par exemple, les gastéropodes appartenant à l'une des familles les plus communément rencontrées dans le lagon (59,9 % des stations de dragages du Programme LAGON), les Turridae, n'ont toujours pas été identifiées au niveau spécifique en raison de la quasi absence de taxonomistes spécialistes de cette famille, ainsi que la quasi totalité des bivalves. La base de données de [Richer de Forges & Hoffschir \(2000\)](#) est donc très incomplète en ce qui concerne les mollusques. Celle-ci recense ainsi actuellement 468 espèces de gastéropodes réparties en 31 familles et 100 genres et seulement 83 espèces de bivalves correspondant à 21 genres regroupés en 5 familles (Cardiidae, Chamidae, Glossidae, Pectinidae et Veneridae).

Les nudibranches ont en revanche été relativement bien étudiés ([Risbec, 1953](#) ; [Rudman & Laboute, in prep.](#)) et 144 espèces (19 familles, 61 genres) sont actuellement déjà répertoriées dans la base de données. Un guide naturaliste sur les nudibranches de Nouvelle-Calédonie ([Rudman & Laboute, in prep.](#)) est actuellement en préparation, annoncé avec 380 espèces. Chez les Polyplacophores, trois espèces appartenant à deux genres ont été décrites, tandis que 11 espèces (4 familles) ont été décrites chez les Scaphopodes.

Echinodermes

Le groupe des échinodermes a été relativement bien étudié et seules les classes des ophiurides et des crinoïdes ne sont pas encore totalement décrites. Un total de 252 espèces d'échinodermes distribuées en 131 genres et 55 familles est actuellement répertorié dans la base de données, dont 44 espèces d'oursins (15 familles), 56 espèces d'étoiles de mer (17 familles), 66 espèces d'holothuries (5 familles), 25 espèces de crinoïdes (8 familles) et 61 espèces d'ophiures (10 familles) ([Richer de Forges & Hoffschir, 2000](#)).

Les échinodermes ont été observés sur 38 % des stations de dragage lors des campagnes du programme LAGON, soit 22 espèces d'oursins (dont 6 espèces observées sur une seule station), 30 espèces d'étoiles de mer (dont 9 rencontrées une seule fois) et 26 espèces d'holothuries (dont 8 observées une seule fois). Les espèces les plus fréquentes sont *Laganum depressum* (18,6 %), *Maretia planulata* (10,7 %), *Gymnechinus epistichus* (9,5 %), et *Brissopsis luzonica* (6,6 %) chez les oursins, *Astropecten polyacanthus* (8,5 %), *Echinaster luzonicus* et *Pentaceraster alveolatus* (4,1 %), *Euretaster insignis* (3,5 %) et *Tamaria fusca* (3,1 %) chez les étoiles de mer, ainsi que *Holothuria (Halodeima) edulis* (4,5 %), *Theletona ananas* (2,9 %), *Stichopus chloronotus* (2,7 %) et *Holothuria (Thymiosycia) hilla* (2,1 %) ([Richer de Forges et al., 1987](#) ; [Richer de Forges, 1991](#)). Des cartes de répartition de certaines de ces espèces ont été présentées ([Richer de Forges et al., 1987](#) ; [Richer de Forges & Menou, 1988](#)).

Parmi les échinodermes, les holothuries ont été particulièrement étudiées, tant en ce qui concerne leur taxonomie ([Cherbonnier, 1980](#) ; [Cherbonnier & Feral, 1984a](#) ; [Feral & Cherbonnier, 1986](#)) que leur biologie et leur écologie ([Conand, 1989, 1994](#)). Localement appelées « bêches de mer », certaines espèces d'holothuries font en effet l'objet d'une pêche artisanale et sont consommées par les peuples asiatiques, vers lesquels la production de Nouvelle-Calédonie est exportée.

Autres invertébrés

Pratiquement aucune donnée d'abondance n'est disponible concernant les autres embranchements et à l'exception des ascidies et de quelques taxons ou groupes isolés, pour lequel le matériel a été étudié, les problèmes taxonomiques sont tels que l'exploitation de l'ensemble des résultats est encore actuellement en cours.

Ascidies

Le groupe des ascidies est l'un des groupes les mieux échantillonnés en plongée et par dragage et également les mieux étudiés dans le cadre des précédents programmes de recherche, en raison de l'intérêt que portent les pharmacologues à certaines de leurs molécules à activité biologique. Une forte diversité spécifique a ainsi pu être observée et 218 espèces regroupées en 53 genres et 11 familles (dont la plupart étaient nouvelles pour la science) sont actuellement répertoriées dans la base de données de [Richer de Forges & Hoffschir \(2000\)](#). Un guide faunistique consacré à ce groupe ([Monniot et al., 1991](#)) présente une partie de ces espèces.

Bryozoaires

Un total de 167 espèces réparties en 93 genres et 54 familles est actuellement recensé dans la base de données ; celles-ci ont été décrites principalement à partir des spécimens récoltés lors des campagnes de dragages du Programme LAGON.

Cnidaires

Les hydraires ont été récemment étudiés et les résultats sont actuellement en cours de publication ([Vervort, in prep.](#)). Un ensemble de 44 espèces (9 familles, 25 genres) a ainsi pu être répertorié jusqu'à maintenant ([Richer de Forges & Hoffschir, 2000](#)).

Chez les octocoralliaires, 180 espèces d'Alcyonaires (coraux mous, 4 familles), 7 espèces de Pennatulides (3 familles), 2 espèces de Stolonifères (2 familles) et 101 espèces de Gorgones (12 familles) ont été recensées à l'heure actuelle ([Richer de Forges & Hoffschir, 2000](#)). L'identification complète de ce dernier groupe n'a été achevée que très récemment à partir des spécimens prélevés lors des campagnes de dragages et a révélé l'existence de plusieurs dizaines d'espèces nouvelles pour la science. La quasi totalité de ces espèces est présentée dans le guide des gorgones de Nouvelle-Calédonie récemment paru ([Grasshoff & Bargibant, 2001](#)).

Les Scléactiniaires (coraux durs) ont quant à eux été relativement peu étudiés et 95 espèces seulement sont recensées dans la base de données, bien que le nombre réel d'espèces soit estimé être très supérieur (environ 320 espèces). Les espèces rencontrées en Nouvelle-Calédonie sont cependant supposées être en grande partie les mêmes que celles de la Grande Barrière de Corail australienne, avec éventuellement des formes différentes. La méthode de dragage mise en œuvre dans le cadre du Programme LAGON étant adaptée aux fonds meubles, seules les espèces de coraux libres appartenant aux genres *Heteropsammia*, *Cycloseris*, *Trachyphyllia*, *Heterocyathus* et *Diaseris* ont pu être récoltées. Des études quantitatives réalisées avec une benne Smith-McIntyre ont en outre montré que l'espèce *Heteropsammia michelini* (renommée ensuite *H. cochlea*) pouvait être présente en densités relativement importantes, dépassant 300 individus/m² ([Chardy et al., 1988](#)). Cependant, aucune des espèces appartenant à ces cinq genres n'a été décrite et publiée jusqu'à maintenant à l'exception de *Trachyphyllia geoffroyi* ; celles-ci ne figurent donc pas dans la base de données sur la biodiversité littorale.

Crustacés

De nombreuses études sur les crustacés ont été réalisées en Nouvelle-Calédonie, mais peu d'entre elles concernent leur diversité spécifique dans les zones littorales. Les campagnes de dragages ont montré que ce groupe est relativement mal échantillonné, mais apparaît fréquent et

diversifié. Cependant, seule une petite partie des spécimens récoltés a pu être décrite et ce groupe reste encore assez mal connu. Des travaux anciens ont été menés sur les Brachyoures, les Stomatopodes, les Décapodes Macroures, les Amphipodes, certains Copépodes, les crevettes Palaemonidae et les Caridae (Richer de Forges & Bouchet, 1998). En 1995, un échantillonnage intensif d'un mois dans le lagon sud-ouest a permis de dresser un premier inventaire des Amphipodes en récoltant 180 espèces dont plus de la moitié sont nouvelles pour la science ; les travaux d'identification sont toutefois encore en cours (Richer de Forges, 1998). Deux familles de Décapodes ont également été récemment étudiées : les cigales de mer (Scyllaridae) et les crevettes pénéides (Scycionidae). Les groupes des Stomatopodes et des crevettes Palaemonidae sont quant à eux actuellement relativement bien connus. (Richer de Forges, 1998). Un total de 749 espèces (344 genres, 93 espèces) est actuellement répertorié dans la base de données de la biodiversité littorale.

Foraminifères

Les foraminifères ont été relativement bien étudiés, notamment dans le cadre des études de sédimentologie (Debenay, 1985). Un total de 159 espèces réparties en 32 familles figure actuellement dans la base de données de Richer de Forges & Hoffschir (2000). Ce nombre sera très prochainement largement augmenté avec la parution imminente d'un guide sur les foraminifères de la Baie de Saint-Vincent, située au nord du lagon sud-ouest (Margerel, *in press*), dans lequel sont décrites 323 espèces et sous espèces dont 23 nouvelles pour la science.

Spongiaires

A l'instar des ascidies, l'embranchement des spongiaires a été particulièrement étudié par les pharmacologues des programmes SNOM et SMIB en raison de leur contenu en molécules à activité biologique. Du point de vue taxonomique, 137 espèces correspondant à 54 familles et 84 genres sont actuellement répertoriées dans la base de données sur la biodiversité littorale (Richer de Forges & Hoffschir, 2000), mais leur nombre total en Nouvelle-Calédonie est estimé à environ 600 espèces (Richer de Forges, 1998). Un guide des éponges de Nouvelle-Calédonie présente une grande partie de ces espèces décrites (Lévi *et al.*, 1998).

Enfin, un nouveau livre présentant une partie des nombreuses autres espèces de macroinvertébrés marins n'ayant pas encore été traitées dans les précédents guides sur la faune et la flore des lagons de la Nouvelle-Calédonie est actuellement en préparation de façon à compléter la présentation de cette étonnante biodiversité lagonaire.

Distribution et biomasse des communautés macrobenthiques

Dans le cadre du programme LAGON, les principales communautés macrobenthiques du lagon sud-ouest ont été caractérisées qualitativement et quantitativement sur la base d'analyses comparatives des taxons et des espèces les plus fréquemment récoltés par dragages, avec une benne Smith-McIntyre ou en plongée. Leur composition taxonomique, l'occurrence et la répartition spatiale des principaux taxons ou espèces en relation avec la nature des fonds ainsi que les biomasses, les densités et les structures trophiques au sein de ces communautés ont notamment été étudiées (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Chardy & Clavier, 1988 ; Chardy *et al.*, 1988 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988 ; Richer de Forges, 1991). En raison des problèmes taxonomiques liés à l'identification de bon nombre de groupes et du nombre très important de stations (481), seuls les groupes majeurs (mollusques, échinodermes, crustacés, macroalgues) ont été considérés dans l'étude qualitative (récoltes par dragages) (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Richer de Forges, 1991). Une étude quantitative réalisée sur un nombre beaucoup plus restreint de stations (35) réparties dans tout le lagon sud-ouest (Chardy *et al.*, 1988 ; Chardy & Clavier, 1988) a en revanche pris en compte l'ensemble des taxons rencontrés sur plus d'une station de

récolte (soit 188 taxons sur 311 identifiés). Ces travaux ont permis de confirmer l'existence et de préciser l'étendue géographique des trois grandes unités sédimentaires précédemment décrites pour le lagon sud-ouest. Ceux-ci ont en outre révélé qu'à ces trois structures sédimentaires distinctes sont étroitement associés trois types de communautés macrobenthiques et de structures trophiques relativement caractéristiques :

- **Les fonds de baie envasés** sous influence très majoritairement terrigène sont généralement relativement pauvres en macrofaune et macroflore aussi bien en diversité qu'en biomasse par rapport aux autres zones lagunaires. Le benthos des fonds vaseux de faible profondeur est cependant très mal échantillonné par dragage et est donc encore actuellement relativement mal connu (Richer de Forges, 1991). Les récoltes par dragages ont révélé la présence en abondance de Turritelles, qui sont souvent des thanatocoenoses (Debenay, 1985) et de grosses coquilles d'huîtres servant de substrat à une petite faune fixée : hydriaires, anthipathaires, spongiaires, ascidies, bivalves (Richer de Forges, 1991). D'après les résultats de l'étude qualitative concernant uniquement les principaux embranchements, les espèces les plus fréquentes dans ces milieux semblent être le gastéropode *Rhinoclavis sordidula*, l'oursin *Brissopsis luzonica*, l'astéride *Astropecten polyacanthus* et les crustacés *Myra fugax*, *Hexapus sexpes* et *Macrophthalmus latreilli* (Richer de Forges et al., 1987 ; Richer de Forges, 1991). L'étude quantitative (Chardy et al., 1988 ; Chardy & Clavier, 1988) a quant à elle montré que les espèces statistiquement les plus caractéristiques de ce type de fonds sont les crustacés *Hexapus sexpes* et *Macrophthalmus latreilli*, les polychètes *Nostomatus cf. latericeus* (Capitellidae) et *Leiochrides australis*, les mollusques *Casmaria* sp. et *Chlamys gloriosa*, ainsi que l'oursin *Maretia planulata*. La plus forte densité a été observée chez le décapode *H. sexpes* (14 individus.m⁻²), les densités mesurées chez les autres espèces étant généralement faibles (excédant rarement 1 indiv.m⁻²). En termes de biomasse, la biomasse moyenne du macrobenthos des fonds vaseux côtiers est nettement inférieure à celle des fonds gris et ne provient pratiquement que de la matière organique animale, en raison de la rareté de la macroflore. Les groupes dominants en poids sont les mollusques puis les éponges et les échinodermes, lesquels contribuent respectivement à 55 %, 18 % et 14 % de la matière organique animale totale. Les espèces dominantes en termes de biomasse sont l'éponge *Ircinia* sp., les bivalves *Trachycardium elongatum*, *Lioconcha* sp. et *Crassostrea* sp. ainsi que les oursins *Maretia planulata* et *Brissopsis luzonica*.
- **Les fonds gris** du milieu de lagon sont dominés par les herbiers de Caulerpales (*Halimeda incrassata*, *H. cylindracea*, *Caulerpa taxifolia*, *Udotea* sp. notamment) et de phanérogames (*Cymodocea serrulata*, *C. rotundata*, *Halophila ovalis* et *Syringodium isoetifolium*), de nombreux coraux libres (*Heteropsammia cochlea* (=michelini), *Heterocyathus* sp., *Trachyphyllia geoffroyi* et *Cycloseris cyclolites*), de nombreux bivalves Pectinidae (*Bractechlamys vexillum*, *Mimachlamys gloriosa*) et gastéropodes (*Strombus luhuanus*, *Cerithium rostratum*) ainsi que des échinodermes (les étoiles de mer *Protoreaster nodosus*, *Pentaceraster alveolatus*, *Echinaster luzonicus* et *Euretaster insignis*, les oursins *Maretia planulata* et *Gymnechinus epistichus*, et les holothuries *Holothuria* (*Halodeima*) *edulis*, *Thelenota ananas* et *Stichopus chloronotus*). Quelques espèces de crustacés sont aussi fréquemment rencontrées (*Leucosia neocaledonica*, *Parthenope hoplonotus*, *Oncinopus araneus*, *Huenia proteus* et *Hyastenus sebae*), ainsi que les polychètes *Owenia fusiformis* et *Terebellides stroemi*. Selon Chardy & Clavier (1988), les fonds gris contiennent la plus grande biomasse macrobenthique par rapport aux deux autres types de fonds. Celle-ci se caractérise par la forte proportion de la biomasse macrophytique (58 % du poids total de matière organique), laquelle est dominée par les algues molles, puis les phanérogames et enfin les algues calcifiées, qui correspondent respectivement à 50 %, 34 % et 16 % de la

biomasse macrophytique. Les espèces les plus contributives à cette biomasse sont l'algue rouge *Amansia glomerata*, suivie par trois espèces de phanérogames (*Cymodocea serrulata*, *C. rotundata* et *Halophila ovalis*). A elles seules, ces quatre espèces constituent plus de 80 % du poids sec sans cendres total des végétaux dans le lagon. En ce qui concerne la macrofaune, le groupe dominant « mollusques-cnidaire-éponges » représente 73 % de la biomasse macrozoobenthique, les cnidaires représentant 31 % de la biomasse organique animale. D'un point de vue taxonomique, l'espèce de coraux libres *Heteropsammia cochlea* (= *michelini*) et le sipunculien associé *Aspidosiphon corralicola* dominent la structure benthique par leurs biomasses et leurs densités, suivis des bivalves *Anadara scapha* et *Bractechlamys vexillum* ainsi que le gastéropode *Strombus erythrinus*.

- **Les fonds blancs** situés à l'arrière du récif-barrière présentent une très forte richesse spécifique de la macrofaune. Les communautés varient sensiblement en fonction de la profondeur et de la distance au récif, avec une prédominance de formations coralliennes (Acroporidae, Poritidae, Favidae) dans la zone la plus proche du récif-barrière de profondeur inférieure à 10 m. Chardy et al. (1988) indiquent que les densités moyennes et la richesse spécifique du macrobenthos semblent cependant globalement inférieures dans les fonds blancs par rapports aux fonds gris. Du point de vue de la biomasse, les fonds blancs ont la plus faible biomasse macrobenthique et elle est largement dominée par les mollusques (64 % de la matière organique animale) et les éponges (22 % de la M.O. animale) (Chardy & Clavier, 1988). Les biomasses spécifiques les plus fortes sont mesurées chez les gastéropodes *Strombus gibberulus* et *S. luhuanus*, le bivalve *Glycymeris reevi* et l'éponge *Spirastrella sp.*

Une précédente étude de la répartition des taxons et des espèces les plus communes appartenant aux groupes macrofauniques majeurs (gastéropodes, échinodermes) et macrophytiques (Caulerpales, Sargasses et phanérogames) a permis de faire ressortir cette zonation du macrobenthos par rapport à la nature des fonds (Richer de Forges et al., 1987 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988 ; Richer de Forges, 1991). Ainsi chez les gastéropodes, pour lesquels la richesse spécifique varie de 1 à 73 espèces par station, les zones les plus riches (plus de 40 espèces par station) sont situées dans les fonds blancs sous l'influence des courants de passe, tandis que les zones les plus pauvres en espèces (moins de 20 espèces par station), représentées par environ 70 % des dragages, sont situées dans la frange côtière à fonds vaseux terrigènes. La majeure partie des fonds blancs et des fonds gris est caractérisée quant à elle par une forte diversité (20-40 espèces par station). Certaines familles de gastéropodes sont toutefois bien représentées dans les fonds de baie envasés : Nassaridae, Naticidae, Epitoniidae, Columbidae et Turitellidae. L'étude à la benne et en plongée (Chardy et al., 1988) a en outre permis de préciser et de quantifier globalement les différences faunistiques entre ces trois types de communautés. Ainsi, sur le plan qualitatif (pourcentage d'occurrence des taxons), les similarités en termes de faune sont plus fortes entre les fonds gris et les fonds blancs qu'entre les fonds vaseux et les fonds blancs. L'analyse comparative au niveau taxonomique a révélé que seuls 9 % des 188 taxons considérés dans cette étude sont communs aux trois types de fonds, que les fonds gris et les fonds vaseux partagent 30,2 % du total des taxons, tandis que 18,0 % des taxons sont communs aux fonds gris et aux fonds blancs et seulement 11,2 % se rencontrent dans les fonds blancs et dans les fonds vaseux. En ce qui concerne les macrophytes, les cartes de répartition des principales espèces de macroalgues et de phanérogames (Garrigue, 1985, 1987) indiquent également clairement que leur distribution dépend étroitement de la nature des fonds, les prairies de Caulerpales et de phanérogames étant caractéristiques des fonds gris de milieu de lagon. L'étude quantitative (Chardy & Clavier, 1988) a en outre montré qu'en prenant en compte l'ensemble de leurs 35 stations de prélèvement réparties dans le lagon sud-ouest, la biomasse de ces macrophytes est de loin la plus importante, leur poids sec sans cendres représentant 45 % de

la biomasse organique totale. Chez les Invertébrés, ce sont les mollusques qui dominent en terme de biomasse, soit 41 % de la biomasse animale totale. L'ensemble « mollusques-cnidaires-éponges » représente quant à lui 75 % de la biomasse macrozoobenthique totale. Les densités (nombre d'individus par m²) sont cependant relativement basses (< 5 indiv.m⁻²) pour la plupart des espèces sauf pour *Heteropsammia cochlea* (=michelini), *Aspidosiphon corralicola* et *Strombus gibberulus* (Chardy *et al.*, 1988).

Cette zonation des communautés macrobenthiques en termes de composition et de richesse spécifique s'accompagne d'une zonation de la plupart des principales espèces qui les composent en fonction de la granulométrie des sédiments. Le principal facteur contrôlant la composition et la distribution des communautés ainsi que la répartition de certains groupes d'espèces est le pourcentage de vase (< 63 µm) et dans une moindre mesure la fraction des sables fins et très fins (Chardy *et al.*, 1988 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988). Ainsi, chez les gastéropodes, la distribution des trois espèces de Strombidae les plus abondantes est fortement associée à la teneur en vase des sédiments : *Strombus gibberulus* semble inféodé aux fonds blancs, *S. erythrinus* se rencontre dans les fonds gris sablo-vaseux contenant des algueraies d'*Halimeda*, tandis que *S. luhuanus* est présent dans les fonds gris et les fonds blancs (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Richer de Forges *et al.*, 1988 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988). En revanche, aucune espèce n'est présente dans les fonds vaseux des baies de Boulari, de Dumbéa et du Prony en raison de l'absence de macrophytes, ces espèces étant principalement herbivores. De même chez les Cerithidae, *Rhinoclavis fasciata* semble lié aux fonds blancs, *Rhinoclavis (Proclava) sordidula* (mangeurs de détritiques) aux fonds envasés contenant de 40 à 70 % de vase, alors que *Rhinoclavis articulata* et *Cerithium rostratum* sont plus ubiquistes et se rencontrent de préférence dans la zone médiane des fonds gris et une partie des fonds blancs (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Chevillon & Richer de Forges, 1988). Chez les échinodermes, certaines espèces sont également caractéristiques des types de fonds (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Richer de Forges & Menou, 1988), Certains oursins fouisseurs tels que *Maretia planulata* et *Brissopsis luzonica*, présentant les fréquences les plus élevées, semblent eux aussi étroitement dépendants de la teneur en vase des sédiments. Ainsi, *B. luzonica* ne se trouve par exemple que dans les fonds dont la teneur en vase est supérieure à 40 % alors que *M. planulata* se rencontre dans des fonds dont la teneur en vase reste inférieure à 75 %. Chez les holothuries, *Holothuria (Halodeima) edulis* semble inféodé aux fonds meubles de milieu de lagon, alors que *Theletona anax* vit sur les pentes récifales et à proximité des passes et *Stichopus chloronotus* est plus fréquente sur les platiers externes (Richer de Forges, 1991). D'autres auteurs ont également observé une répartition des holothuries aspidochirotes en fonction de leur position par rapport aux récifs, les plus fortes densités étant rencontrées près du récif frangeant (Conand & Chardy, 1985).

Ces travaux sur la distribution des communautés macrobenthiques dans le lagon sud-ouest confirment donc l'importance de la variable « pourcentage de vase ». Cependant, le fait que la discrimination des fonds gris et des fonds blancs sur la seule base granulométrique ne soit pas évidente alors que les communautés sont plus nettement individualisées indique que le facteur « granulométrie » n'explique pas totalement la distribution faunistique observée (Chardy *et al.*, 1988).

Conclusions

Cette synthèse bibliographique fait apparaître clairement que la faune et la flore macrobenthiques littorales de Nouvelle-Calédonie présentent une très grande richesse spécifique, comparable à celle de la Grande Barrière de Corail australienne, située à plus de 2 000 km vers l'ouest. Cependant, l'originalité de cette biodiversité semble suffisante pour que cette région soit

considérée comme une province biogéographique séparée de l'est australien (Richer de Forges, 1998). De par l'ensemble des travaux présentés ou évoqués dans cette synthèse, la Nouvelle-Calédonie est devenue l'une des régions du Pacifique les mieux étudiées. Cependant, il apparaît que malgré l'abondant matériel collecté au cours de ces précédentes recherches, les biocénoses benthiques des fonds meubles ne sont encore à l'heure actuelle qu'assez partiellement connues, tout le matériel biologique récolté n'ayant pas encore été étudié intégralement et certaines zones ayant en outre été peu échantillonnées, notamment les fonds vaseux de faible profondeur (Richer de Forges, 1991 ; Richer de Forges & Hoffschir, 2000). Les 3 514 espèces d'Invertébrés recensées dans la base de données en novembre 1999 représentent uniquement celles décrites et publiées par les taxonomistes professionnels ; de nombreuses autres espèces, dont certaines peuvent même être assez communes ou à intérêt commerciale, précédemment signalées par des spécialistes mais non publiées ne figurent ainsi pas dans cette base de données. Il semble donc évident que la biodiversité macrobenthique littorale actuellement recensée est largement sous-estimée par rapport à la richesse spécifique réelle (Richer de Forges & Hoffschir, 2000).

Les inventaires faunistiques et floristiques réalisés lors du Programme LAGON et des deux ateliers sur la biodiversité littorale (l'Expédition Montrouzier et LIFOU 2000) ont révélé que cette extraordinaire richesse spécifique lagonaire est en grande partie due aux espèces de petites tailles et se caractérise principalement par une relative rareté de la plupart des espèces, en terme de nombre de spécimens récoltés (traduisant des densités généralement extrêmement faibles) mais aussi d'occurrence sur l'ensemble des stations échantillonnées. De plus, ces études ont montré l'existence d'une importante variabilité taxonomique des communautés ou des peuplements à l'échelle régionale entre différents sites (Koumac, Touho et Lifou par exemple), mais aussi à l'échelle locale au sein d'un même site (le lagon sud-ouest), qui se traduit par un faible pourcentage d'espèces communes entre sites et selon la nature des fonds.

Dans le cadre de notre étude, la prise en compte d'une part de ces importantes contraintes écologiques et géographiques inhérentes à la biodiversité et d'autre part des critères écologiques relatifs à la sélection de bioindicateurs permet de restreindre considérablement la liste des espèces potentiellement intéressantes pour la biosurveillance, rendant ainsi envisageable la mise en place d'une stratégie de recherche de ces espèces sur une période de temps relativement courte. Celle-ci est présentée dans le paragraphe suivant.

Inventaires biologiques et sélection des espèces à analyser

Présentation des sites d'étude

Six sites côtiers situés pour la plupart à Nouméa et dans ses environs ont été sélectionnés dans le cadre de ce travail : la « plage » de Ouano, la baie Maa, la baie de Dumbéa, la baie de la Grande Rade, la baie de Sainte-Marie et la baie de Boulari. Ces sites ont été retenus sur la base des apports en métaux auxquels ils sont supposés être soumis, de façon à obtenir des situations relativement contrastées du point de vue de la quantité et de la nature de ces apports. Exceptée la station de Ouano, leur proximité du Centre IRD et la bonne connaissance scientifique acquise sur certains d'entre eux ont également été prises en compte. Leur choix répond à un double objectif : leur diversité en termes de nature et d'importance des apports en métaux doit permettre d'évaluer le potentiel de bioaccumulation en milieu naturel des espèces sélectionnées, sur la base de comparaisons inter-sites des concentrations en métaux dans les tissus ; en retour, les

concentrations mesurées dans les éventuelles espèces bioaccumulatrices permettront d'estimer l'importance de la fraction biodisponible de ces apports.

Les sites de référence relative : la station de Ouano et la baie Maa

Située à une centaine de kilomètres au nord-ouest de Nouméa, la « plage » de Ouano est une station intertidale dont le substrat est sableux et fortement carbonaté. Ouvert sur le lagon, entouré par des terrains non latéritiques vierges où aucune habitation ou activité humaine ne s'est implantée et ne recevant en outre aucun apport fluvial direct, le site de Ouano représente donc une station de référence relative *a priori* idéale. La baie Maa est quant à elle située également au nord-ouest de Nouméa et est adjacente à la baie de Dumbéa. De même que Ouano, elle n'est pas bordée par des terrains latéritiques et ne reçoit aucun apport fluvial direct. La présence humaine y est limitée à un petit ensemble d'habitations, celles-ci n'étant de plus pas installées directement en bord de baie. Ces deux sites n'ont que très peu été étudiés précédemment.

Le choix de sites côtiers en tant que sites de référence peut sembler critiquable, car il est très probable que ceux-ci soient soumis de toute façon à des apports terrigènes (érosion des sols avoisinant et transferts des poussières ou eaux de ruissellement). Cependant, ces apports sont *a priori* supposés négligeables par rapport à l'importance des transferts par les rivières ayant collectées en amont l'ensemble des eaux de ruissellement du bassin versant. Le choix d'un site de référence situé loin de la zone d'influence terrigène, dans les fonds blancs proches du récif-barrière par exemple, semblait donc *a priori* plus adapté. Cependant, il nous a semblé illusoire de pouvoir espérer trouver plusieurs espèces présentes en suffisamment grandes quantités à la fois dans les zones côtières sous influence anthropique ou terrigène et dans la zone des fonds blancs ; Chardy *et al.* (1988) ont en effet montré que les compositions faunistiques des communautés de ces deux types de fonds étaient très différentes, avec seulement 11 % de taxons communs. De ce fait, ces deux sites doivent être considérés en tant que références **relatives** par rapport aux autres sites étudiés.

Les baies de Dumbéa et de Boulari

Ces deux baies estuariennes sont situées respectivement au nord-ouest et à l'est de Nouméa. Celles-ci reçoivent respectivement les eaux des rivières de Dumbéa et de la Coulée, et sont donc sous influence terrigène directe.

Les phénomènes sédimentologiques et géochimiques en baie de Dumbéa (figure 3) ont été relativement bien étudiés (Launay, 1972 ; Ambatsian *et al.*, 1997 ; Larcombe *et al.*, in prep.). L'ensemble de ces travaux indique l'existence d'apports importants en métaux tels que Co, Cr, Fe, Mn et Ni sous forme particulaire et dissoute, issus de l'érosion mécanique et du lessivage chimique des sols des bassins versants. Les fonds de cette baie se caractérisent en outre par une forte hétérogénéité des substrats durs et meubles, comprenant des zones fortement envasées en fond de baie, des zones coralliennes, ainsi que des zones sableuses à herbiers de Caulerpales en sortie de baie (caractéristiques des fonds gris de milieu de lagon). La baie de Boulari reçoit quant à elle des apports vraisemblablement considérables de matériel d'origine latéritique évidente, comme en attestent les fréquents panaches fluviaux de couleur rouge observés suite aux périodes de fortes précipitations. Contrairement à la baie de Dumbéa, la sédimentologie et la géochimie n'ont à notre connaissance pratiquement pas été étudiées dans cette seconde baie.

Apports terrigènes dans la Baie de Dumbéa (Lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie)

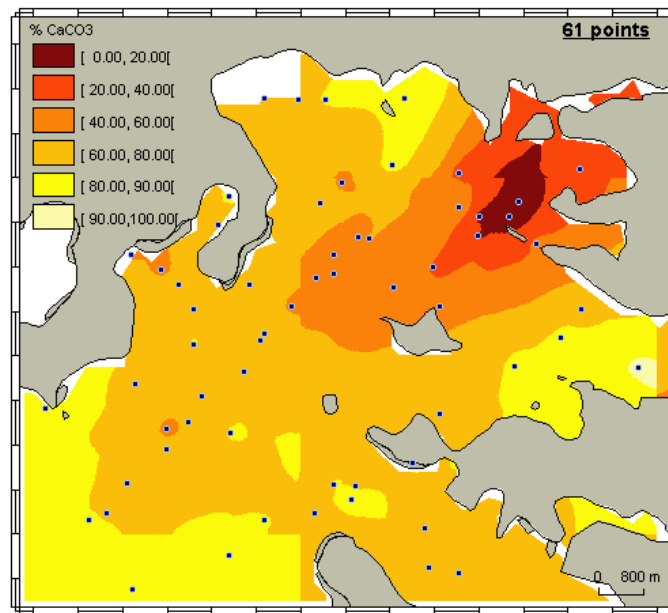


Figure 3 : Carte biosédimentologique indiquant le pourcentage de carbonates (traduisant le degré d'apports terrigènes) dans les sédiments de la baie de Dumbéa (d'après Chevillon *in* Larcombes *et al.*, in prep.)

La Grande Rade

Située dans la partie ouest de Nouméa, la baie de la Grande Rade est bordée au sud par la presqu'île de Nouville et au nord par la presqu'île de Ducos (figure 3). Tandis que l'activité humaine est relativement peu développée sur le bord sud, la presqu'île de Ducos est en revanche très anthropisée avec la présence de nombreuses usines ou zones d'activités industrielles dont la principale est l'usine métallurgique de Doniambo (Société Le Nickel) localisée en fond de baie. Historiquement au cœur du système économique calédonien, cette usine assure la transformation du minerai brut de nickel extrait dans plusieurs sites d'exploitation à ciel ouvert. Les rejets en mer de cette usine se présentent sous deux formes : i) des **rejets solides**, constitués par le minerai brut rejeté en mer lors du déchargement des navires minéraliers, par les aérosols rejetés par les cheminées des fours et par les résidus (les scories) issus des différentes étapes de traitement du minerai, et ii) des **rejets liquides**, provenant du système de refroidissement des fours et de la « scorification ». Les scories sont stockées au voisinage de l'usine sous la forme d'un remblai s'étendant progressivement vers la rade. Constituées de silicates contenant des teneurs variables en fer, nickel (0.01 % à 0.2 %), chrome et cobalt notamment, ces résidus sont cependant supposés être relativement inertes chimiquement.

Une influence urbaine de moindre importance, mais vraisemblablement non négligeable, peut également être considérée. Celle-ci est due aux rejets domestiques des zones habitées de la presqu'île de Ducos directement dans la Grande Rade, sans retraitement préalable.

La baie de Sainte-Marie

La baie de Sainte Marie (figure 4) se caractérise par une forte hétérogénéité des substrats meubles et durs, avec la présence de zones vaseuses principalement dans les parties nord-est et centrale de la baie, de champs coralliens et de zones sableuses à herbiers de Caulerpales (situées en sortie de baie) typiques du milieu de lagon. Cependant, une alternance de ces divers substrats se rencontre fréquemment très localement.

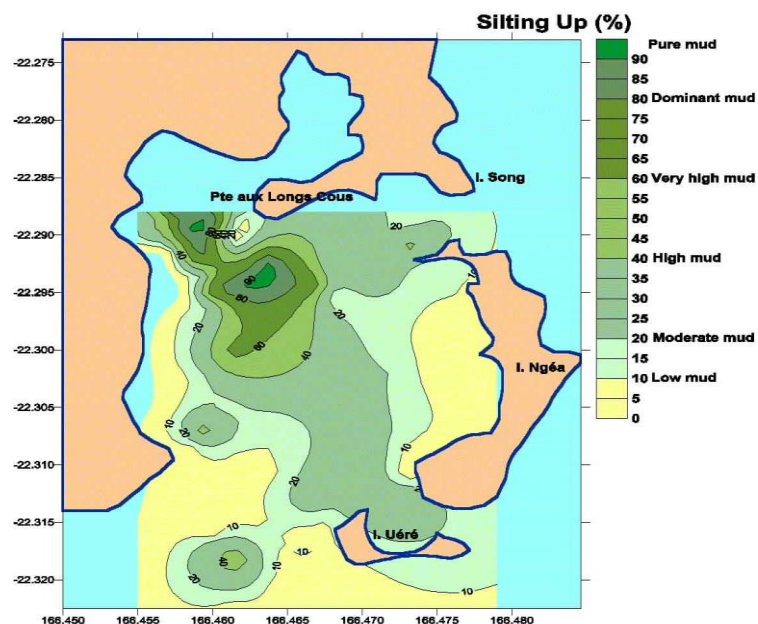


Figure 4 : carte sédimentologique représentant le pourcentage de vase des fonds de la baie de Sainte-Marie (d'après Chevillon *in* Fernandez *et al.*, in prep b).

Les nombreuses données physico-chimiques recueillies sur cette baie ont permis de déterminer que la partie nord de celle-ci est soumise à une forte influence anthropique urbaine entraînant une eutrophisation évidente du fond de baie. Une soixantaine d'émissaires y déversent les effluents domestiques de la partie sud-est de la ville de Nouméa ; l'égout principal situé en fond de baie draine notamment les eaux usées des quartiers du Faubourg Blanchot et de la Vallée des Colons, auxquelles s'ajoutent les apports en eaux de ruissellement. Une étude de la structure des communautés benthiques présentes à proximité de ces émissaires (Bos, 1998) a permis d'établir que ces apports se traduisent par un développement important d'algues du genre *Ulva*, par la présence d'Annélides Polychètes de petite taille de la famille des Capitellidae (indicatrice d'une influence anthropique), ainsi que par une augmentation de la diversité de la macrofaune en fonction de la distance à l'égout. Ce travail montre en outre que l'influence de l'eutrophisation à l'échelle de la baie est difficile à distinguer en raison de la forte hétérogénéité des substrats rencontrés. Cependant, à partir d'une modélisation des courants de fond et de surface sous des conditions de vent dominantes, il a été montré que l'hydrodynamisme du fond de la baie était relativement faible, limitant de ce fait la dispersion des rejets sur l'ensemble du site (Douillet, *comm. pers.*).

Les analyses géochimiques réalisées ont révélé l'existence d'une double influence en termes d'apports en métaux dans cette baie. Des apports en Zn et en Cu d'origine urbaine (contenus dans les eaux usées et les eaux de ruissellement) ont ainsi été mis en évidence dans le fond de la baie, tandis que les parties centrales et Est sont au contraire soumises à une influence terrigène modérée mais significative. Cette dernière a pour origine l'entrée au niveau du chenal nord-est de la baie de courants côtiers chargés de matériel terrigène provenant de la baie de Boulari et potentiellement de la baie des Pirogues, située dans le sud de l'île (Breau, 1998).

On peut enfin noter l'existence d'une troisième source d'apports exogènes sur le bord ouest de la baie, provenant du lessivage des sols de la colline du Ouen Toro et des eaux de ruissellement du quartier de Val Plaisance, dont une partie a fait l'objet de travaux de

terrassément récents. Cependant, cette influence ne s'exerce vraisemblablement que sur le bord ouest, les courants limitant son extension vers le milieu de la baie.

Phase de prospection et inventaires biologiques

L'étude des précédentes données relatives à la biodiversité lagunaire en Nouvelle-Calédonie a permis l'identification des espèces macrobenthiques les plus communément rencontrées dans le lagon sud-ouest en général, et dans les fonds gris de milieu de lagon ainsi que dans les fonds côtiers envasés en particulier. Les précédents travaux de biosédimentologie ayant montré que ces deux types de fonds étaient susceptibles de cohabiter dans certains des six sites côtiers étudiés (baie de Dumbéa et baie de Sainte-Marie notamment), une première liste de plus d'une quarantaine d'espèces présentes dans ces deux biotopes et pouvant présenter un intérêt dans le cadre du présent travail a pu être établie, incluant :

- **7 espèces de macroalgues** : *Halimeda incrassata*, *H. discoidea*, *Caulerpa taxifolia*, *Amansia glomerata*, *H. macroloba*, *Sargassum* sp., *H. cylindracea*,
- **2 espèces de phanérogames** : *Cymodocea serrulata*, *Halophila ovalis*,
- **10 espèces de bivalves** : *Anadara antiquata* (= *scapha*), *Gafrarium tumidum*, *Mimachlamys gloriosa*, *Mimachlamys senatoria*, *Bractechlamys vexillum*, *Comptopallium radula*, *Lioconcha ornata*, *Juxtamusium coudei*, *Barbatia amygdalumtostum*, *Trachycardium elongatum*,
- **4 espèces de gastéropodes** : *Rhinoclavis sordidula*, *R. articulata*, *Strombus erythrinus*, *S. luhuanus*, ainsi que des Turritelles (sous réserve d'identification taxonomique),
- **11 espèces d'échinodermes** : les oursins *Laganum depressum*, *Brissopsis luzonica*, *Maretia planulata*, *Gymnechinus epistichus* ; les astérides *Astropecten polyacanthus*, *Pentaceraster alveolatus*, *Echinaster luzonicus*, *Euretaster insignis* ; les holothuries *Holothuria* (*Halodeima*) *edulis*, *Thelenota ananas*, *Stichopus chloronotus*,
- **4 espèces de scléractiniaires libres** : *Heteropsammia cochlea* (= *michelini*), *Trachyphyllia geoffroyi*, *Cycloseris cyclolites*, *Heterocyathus* sp.,
- **3 espèces de crustacés** : *Myra fugax*, *Hexapus sexpes*, *Macrophthalmus latreilli*,
- **4 espèces d'annélides polychètes** : *Nostomatus* cf. *latericeus*, *Leiochrides australis*, *Owenia fusiformis*, *Terebellides stroemi*
- **l'éponge** *Ircinia* sp.

Ces précédents inventaires ont souligné la relative pauvreté, en termes de diversité et de biomasse, de la macrofaune et surtout de la macroflore des milieux envasés par rapport aux deux autres types de fonds ; seules quelques unes des espèces citées dans la liste précédente y ont ainsi été observées, les autres l'ayant été dans les fonds gris de milieu de lagon. Cependant, un examen de la localisation des stations échantillonnées à la benne, en plongée ou par dragage lors des travaux de [Chardy et al. \(1988\)](#) et [Richer de Forges et al. \(1987\)](#) révèle que le nombre des stations situées dans les sites choisis dans le cadre de notre étude est peu élevé : deux stations dans la baie Maa, six en baie de Dumbéa, aucune dans la Grande Rade, deux en baie de Sainte-Marie et six dans la baie de Boulari, soit un total de 16 stations en cumulant les deux études précédemment citées. En raison des contraintes inhérentes aux critères de choix d'espèces potentiellement bioindicatrices, notamment leur présence en quantités dans les différents sites

côtiers à surveiller, il nous a semblé nécessaire d'étendre la recherche de ces espèces à l'ensemble de la zone subtidale de chacune des baies étudiées.

Une nouvelle phase de prospection spécifique aux sites choisis a donc été réalisée dans le cadre de notre étude, sur un ensemble relativement plus important de stations. Loin de prétendre compléter les précédents inventaires de manière aussi pointue, à partir desquels des mesures quantitatives sur les densités et les biomasses ont été réalisées (Chardy *et al.*, 1988 ; Chardy & Clavier, 1988) et dont une partie des espèces récoltées a été décrite et publiée par différents taxonomistes reconnus (Richer de Forges *et al.*, 1987 ; Richer de Forges & Hoffschir, 2000), cette étape n'avait d'autre ambition que d'acquérir d'une part une vision personnelle globale de la diversité des biocénoses et de leurs biotopes respectifs dans la zone subtidale des sites côtiers étudiés, et d'autre part de vérifier la présence effective et l'abondance des espèces pressenties suite à l'étude bibliographique, voire d'identifier d'éventuelles autres espèces intéressantes pour notre problématique. Dans ce but, un ensemble de **80 stations subtidales** réparties dans nos différents sites selon un maillage régulier a été choisi de façon à prendre en compte l'hétérogénéité des substrats propre à chacun d'eux. Le nombre de stations se répartit de la façon suivante entre les différentes baies : 22 stations en baie de Sainte-Marie, 18 dans la Grande Rade, 23 dans la baie de Dumbéa, 12 dans la baie de Boulari et 5 en baie Maa (figure 5). Dans un souci d'homogénéité et de cohérence avec les autres opérations de recherches menées dans le cadre du programme ECOTROPE et de son successeur, l'Unité de Recherche CAMELIA, une partie des stations prospectées correspond à des stations étudiées par ailleurs (chimie, biologie ou géochimie marines).

Chaque prospection, effectuée en plongée sous-marine, a été réalisée le long de quatre transects perpendiculaires entre eux correspondant à une durée totale de plongée de 20 à 40 min. selon la richesse biologique du substrat. Seule la macrofaune épigée et la macroflore ont été relevées, les prospections visuelles ne permettant pas d'accéder à la faune endogée ou cryptique. Ce choix de la méthode de prospection en plongée est dicté par le fait qu'une espèce bioindicatrice doit pouvoir être observée et récoltée facilement. En outre, seuls les spécimens vivants ont été comptabilisés, les espèces révélées uniquement par la présence de tests ou de coquilles vides n'ayant pas été prises en compte dans le traitement ultérieur des résultats. Les abondances estimées des espèces observées ont été notées à titre indicatif et n'avaient d'autre but que d'évaluer le nombre d'individus rencontrés sur une station donnée en vue des futures récoltes.

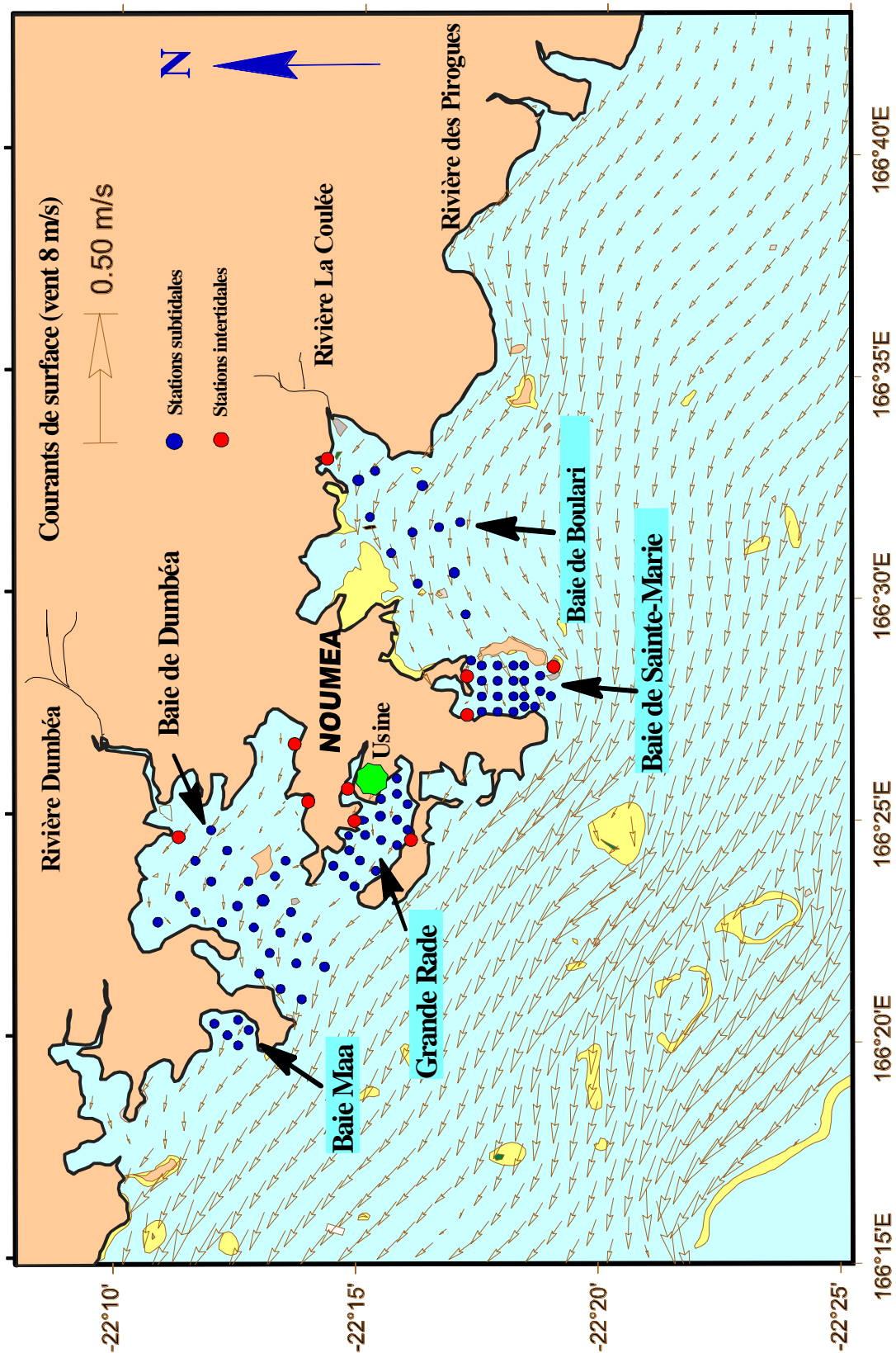


Figure 5 : localisation des stations de prospection dans les zones intertidales et subtidales des sites choisis (d'après la carte courantologique de P. Douillet)

Les identifications d'espèces effectuées *in situ* ou au laboratoire après récolte de quelques spécimens ont principalement été réalisées avec l'aide de Pierre Laboute, plongeur biologiste de l'IRD spécialiste de la faune du lagon calédonien et co-auteur de plusieurs guides faunistiques ; la reconnaissance des algues a été faite ou confirmée par Claire Garrigue, algologue au Centre IRD de Nouméa. Différents guides sur la faune et la flore locales et de l'Indopacifique tropical ont également été consultés (Guille *et al.*, 1986 ; Monniot *et al.*, 1991 ; Allen & Steene 1994 ; Colin & Amerson 1995 ; Levi *et al.*, 1998). Seules les espèces relativement connues et pour lesquelles la confusion est peu probable ont été nommées au rang spécifique.

Quatre stations sur les vingt-deux initialement sélectionnées dans la baie de Sainte-Marie n'ont pas été inventoriées, en raison de l'absence totale de visibilité à plusieurs reprises. Les zones de très faible profondeur (< 4-5 m) n'ont pas été prospectées et des espèces supposées relativement communes dans cette zone telles que l'oursin *Diadema setosum* ou le pectinidae *Comptopallium radula* par exemple n'ont été observées qu'occasionnellement sur les 76 stations inventoriées, et n'ont donc pas été étudiées dans le cadre de ce travail.

En plus de ces 80 stations subtidales, **11 stations intertidales** ont été prospectées à pied à marée basse ou en plongée libre à marée haute dans les différentes baies. Contrairement aux stations subtidales, aucun inventaire précis n'a été réalisé sur ces stations et seules les espèces les plus communes ont été notées.

Constitution d'une base de données spécifique aux sites étudiés

Pour chaque station prospectée, les informations suivantes ont été recueillies afin de constituer un document de travail sous forme de base de données Excel concernant le macrobenthos côtier :

- Code de la station
- Date des observations
- Conditions météorologiques lors des observations
- Coordonnées GPS
- Profondeur
- Nature du substrat
- Organismes observés et groupe zoologique ou botanique d'appartenance
- Nombre de spécimens de chaque espèce comptabilisé ou estimé pendant toute la durée de la plongée
- Remarques diverses : visibilité lors de l'observation, durée de la plongée, remarque sur les spécimens observés.

Il est évident que les objectifs de cette étude n'étant pas de caractériser avec précision l'ensemble de la biodiversité benthique, les inventaires des espèces ou taxons recensés dans ce document de travail sont loin d'être exhaustifs, compte tenu de la méthode d'observation et de la seule prise en compte du macrobenthos épigé. Cependant, cette étude a permis d'identifier les espèces répondant aux principaux critères écologiques de choix des bioindicateurs. Pour cela, un tri de toutes les espèces ou taxons ayant été observés dans au moins deux sites différents a été réalisé, et leur pourcentage d'occurrence par rapport à l'ensemble des stations inventoriées a été calculé (tableau 4) ; pour les espèces non inventoriées en baie de Sainte-Marie mais susceptibles d'y être présentes (marquées par un astérisque dans le tableau 4), les pourcentages ont été calculés sur le total des stations des quatre autres sites, soit 58 stations.

Finalement, 82 espèces et 31 taxons identifiés au rang générique ont été sélectionnés en première approche. Sur les 45 espèces identifiées par l'étude bibliographique 26 ne figurent pas dans cette nouvelle liste, soit parce qu'elles n'ont pas du tout été observées, soit parce qu'elles ne

l'ont été que dans une seule baie. Certaines espèces (*Anadara antiquata* (=scapha) et *Cymodocea serrulata* par exemple) ont été rencontrées à des stations intertidales. En revanche, de nombreuses espèces non présentes dans la liste initiale ont été recensées lors des prospections, dont certaines sont relativement communes, telles que les bivalves *Isognomon isognomon* et *Hyotissa hyotis*, l'algue brune *Lobophora variegata*, les holothuries *Stichopus variegatus* et *Stichopus horrens*, des éponges dont *Hyrtios reticulata*, *Spheciospongia vagabunda* et *Dysidea arenaria*, des alcyonaires dont *Sarcophyton cf. moseri* et *Sinularia cf. leptocladus*, les coraux durs *Alveopora* sp. et *Euphyllia ancora* ou encore l'ascidie *Phallusia julinea*.

Sur les 113 espèces ou taxons identifiés, 48 espèces et 10 genres supplémentaires présentent des pourcentages d'occurrence dépassant 10 %. Huit d'entre elles ont été observées dans les cinq sites : *Halimeda macroloba*, *Isognomon isognomon*, *Strombus (Laevistrombus) canarium*, *Holothuria (Halodeima) edulis*, *Stichopus horrens*, *Echinaster luzonicus*, *Hyrtios reticulata* et *Trachyphyllia geoffroyi* ; 34 autres espèces ou genres ont été recensés dans au moins trois sites différents et 16 l'ont été dans deux sites. Ainsi, en ne prenant en compte que les espèces communes à au moins trois sites présentant au moins 10 % d'occurrence sur l'ensemble des stations inventoriées (seuil fixé arbitrairement), une seconde sélection a permis de réduire à 43 le nombre d'espèces ou genres potentiellement intéressants dans le cadre de notre recherche de bioindicateurs :

- **Macrophytes** : *Halimeda macroloba* (40,8 %), *Halimeda incrassata* (31,6 %), *Halophila* sp. (cf. *ovalis*) (27,6 %), *Lobophora variegata* (22,4 %), *Halimeda macrophysa* (15,8 %), *Caulerpa taxifolia* (14,5 %), *Dictyota* sp (12,1 %), *Caulerpa sertularioides* (11,8 %) ;
- **Bivalves** : *Isognomon isognomon/Malleus regula* (64,5 %), *Hyotissa hyotis* (36,2 %), *Lopha cristagalli* (13,8 %), *Arca* sp. (13,8 %), *Mimachlamys gloriosa* (10,5 %) ;
- **Gastéropodes** : *Strombus (Laevistrombus) canarium* (10,5 %) ;
- **Holothurides** : *Holothuria (Halodeima) edulis* (65,8 %), *Stichopus variegatus* (26,3 %), *Stichopus horrens* (17,1 %), *Actinopyga spinea* (13,2 %) ;
- **Astérides** : *Echinaster luzonicus* (22,4 %), *Euretaster insignis* (10,5 %) ;
- **Echinides** : *Maretia planulata* (10,5 %) ;
- **Spongiaires** : *Hyrtios reticulata* (53,9 %), *Spheciospongia vagabunda* (53,4 %), *Dysidea arenaria* (44,8 %), *Cliona orientalis* (25,9 %), *Ircinia irregularis* et *Crella papillata* (22,4 %), *Cliona julinea* (19,0 %), *Gellioides fibulata* (17,2 %), *Haliclona olivacea* (15,5 %) ;
- **Scléractiniaux** : *Alveopora* sp. (53,4 %), *Trachyphyllia geoffroyi* (44,7 %), *Euphyllia ancora* (32,8 %), *Caulastrea furcata* (20,7 %), *Cycloseris cyclolites* (17,1 %), *Heteropsammia cochlea* (14,5 %), *Goniopora* sp. (13,8 %) ;
- **Alcyonaires** : *Sinularia cf. leptocladus* (41,4 %), *Sarcophyton* sp. (37,9 %), *Sarcophyton cf. moseri* (31,0 %), *Spongodes merleti* (13,8 %) ;
- **Ascidies** : *Phallusia julinea* (30,3 %).

Remarque :

Deux espèces de bivalves (*Isognomon isognomon* et *Malleus regula*) ont été considérées ensemble dans le calcul du pourcentage d'occurrence (tableau 4). En raison de l'extrême diversité de la forme des valves chez *I. isognomon* (fortement courbées ou ondulées, ou bien relativement droites), celle-ci peut en effet être parfois très similaire morphologiquement à *M. regula*, dont les valves sont généralement longues, planes et droites. Ces deux espèces ne peuvent être identifiées avec certitude qu'en les décrochant de leur substrat afin d'examiner l'aspect de leur charnière (striée et allongée chez *I. isognomon*), ce qui ne peut évidemment pas être réalisé sur tous les spécimens « douteux » rencontrés en plongée. L'inspection de la partie interne des valves après ouverture complète de l'animal permet aussi de les distinguer, selon la couleur et l'extension de la nacre. Cependant, l'observation de nombreux spécimens récoltés sur de nombreuses stations et étudiés au laboratoire indique qu'aucune des stations échantillonnées ne comporte que des *Malleus regula*, et que l'espèce *I. isognomon* semble de loin la plus fréquente sur la plupart de ces stations.

Tableau 4 : Espèces ou taxons macrobenthiques les plus fréquemment observés lors de la phase de prospection et communs à au moins deux sites (pour les espèces non inventoriées en baie de Sainte-Marie, marquées « * », les pourcentages d'occurrence ont été calculés sur 58 stations et non 76).

Site	Maa	Dumbéa	GR	SM	Boulari	Total	Occurrence (%)
Nombre total stations	5	23	18	18	12	76	
MACROALGUES							
Chlorophyta							
<i>Halimeda macroloba</i>	4	16	4	5	2	31	40.8
<i>Halimeda incrassata</i>		12	6	6		24	31.6
<i>Halimeda macrophysa</i>	2	4	2		4	12	15.8
<i>Caulerpa taxifolia</i>	1	4		6		11	14.5
<i>Caulerpa sertularioides</i>	1	1		7		9	11.8
<i>Halimeda cylindracea</i>	2			5		7	9.2
<i>Avrainvillea</i> sp.	1	4	1	1		7	9.2
<i>Caulerpa</i> sp.	1	3			1	5	6.6
<i>Udotea</i> sp.		3	1			4	5.3
<i>Caulerpa peltata</i>	1	1				2	2.6
<i>Caulerpa serrulata</i>	1	1				2	2.6
<i>Caulerpa brachypus</i>	1	1				2	2.6
Phaeophyta							
<i>Lobophora variegata</i>	1	12		3	1	17	22.4
<i>Sargassum</i> (cf.) <i>dichotoma</i>	2	6		*		8	13.8
<i>Dictyota</i> sp.	2	4		*	1	7	12.1
<i>Padina</i> sp.	1	2		*		3	5.2
<i>Sargassum</i> sp.	1	2		*		3	5.2
PHANEROGAMES							
<i>Halophila</i> sp. (cf. <i>ovalis</i>)	5	4	5	7		21	27.6
<i>Halodule uninervis</i>		1		3		4	5.3
MOLLUSQUES							
Bivalves							
<i>Isognomon isognomon</i>	2	18	11	7	11	49	64.5

Site	Maa	Dumbéa	GR	SM	Boulari	Total	Occurrence (%)
<i>Malleus</i> sp.							
<i>Hyotissa hyotis</i>	1	8	3	*	9	21	36.2
<i>Lopha cristagalli</i>	1	2	4	*	1	8	13.8
<i>Arca</i> sp.	1	4	1	*	2	8	13.8
<i>Mimachlamys gloriosa</i>	1		3	4		8	10.5
<i>Pinctada maculata</i>	1	3	1	*		5	8.6
<i>Chama</i> sp.		2	3	*		5	8.6
<i>Bractechlamys vexillum</i>		1		4		5	6.6
<i>Spondylus</i> sp.		2		*	1	3	5.2
<i>Pinna</i> sp.	1	1		1		3	3.9
<i>Comptopallium radula</i>	1	1		*		2	3.4
Gastéropodes							
<i>Strombus (L.) canarium</i>	1	1	4	1	1	8	10.5
<i>Chicoreus ramosus</i> ?			1	2		3	3.9
<i>Strombus luhuanus</i>		1	1	*		2	3.4
ECHINODERMES							
Holothurides							
<i>Holothuria (H.) edulis</i>	3	10	14	15	8	50	65.8
<i>Stichopus variegatus</i>		12	5	1	2	20	26.3
<i>Stichopus horrens</i>	1	4	6	1	1	13	17.1
<i>Actinopyga spinea</i>			6	3	1	10	13.2
<i>Actinopyga miliaris</i>	2	1		*		3	5.2
<i>Holothuria (H.) atra</i>	1	1	1			3	3.9
<i>Holothuria hilla</i>	1			*	1	2	3.4
<i>Holothuria (A.) coluber</i>	1		1	*		2	3.4
<i>Actinopyga cf. miliaris</i> ?	1	1		*		2	3.4
<i>Holothuria scabra</i>	1			1		2	2.6
<i>Bohadschia tenuissima</i>			1	1		2	2.6
Astérides							
<i>Echinaster luzonicus</i>	1	6	1	4	5	17	22.4
<i>Euretaster insignis</i>		5	1		2	8	10.5
<i>Nardoa gomophia</i>		5			3	8	10.5
<i>Culcita novaeguineae</i>	1	2	2		1	6	7.9
<i>Protoreaster nodosus</i>	1	1		2		4	5.3
Echinides							
<i>Diadema setosum</i>		7	2			9	11.8
<i>Maretia planulata</i>		2	4	2		8	10.5
<i>Laganum depressum</i>		1		4		5	6.6
<i>Paraselenia graciosa</i>		1	4			5	6.6
SPONGIAIRES							
<i>Hyrtios reticulata</i>	2	14	10	7	8	41	53.9
<i>Sphaciospongia vagabunda</i>		17	5	*	9	31	53.4
<i>Dysidea arenaria</i>	2	7	10	*	7	26	44.8
<i>Cliona orientalis</i>	1	7	6	*	1	15	25.9
<i>Ircinia irregularis</i>	1	5	2	*	5	13	22.4
<i>Crella papillata</i>		10	1	*	2	13	22.4

Site	Maa	Dumbéa	GR	SM	Boulari	Total	Occurrence (%)
<i>Mycale (Z.) parishi</i>		1	11	*		12	20.7
<i>Cliona julinea</i>		7	2	*	2	11	19.0
<i>Gellioides fibulata</i>		7	2	*	1	10	17.2
<i>Haliclona olivacea</i>		4	1	*	4	9	15.5
<i>Dorypleres splendens ?</i>		2		*	7	9	15.5
<i>Cinachyrella</i> sp.		6		*	2	8	13.8
<i>Axinella cf. carteri</i>		4		*	4	8	13.8
<i>Xetospongia exigua</i>		4	3	*		7	12.1
<i>Haliclona cf. tyria</i>		3		*	3	6	10.3
<i>Dysidea herbacea</i>		1		*	1	2	3.4
<i>Cymbastella concentrica</i>		1		*	1	2	3.4
<i>Dysidea</i> sp.		2		*	3	5	8.6
<i>Haliclona</i> sp.		2		*	2	4	6.9
<i>Cliona</i> sp.		1	2	*	1	4	6.9
<i>Ptilocaulis</i> sp.		1	2	*	1	4	6.9
CNIDAIRES							
Scléractiniaires							
<i>Alveopora</i> sp.	1	15	7	*	8	31	53.4
<i>Trachyphyllia geoffroyi</i>	1	11	9	10	3	34	44.7
<i>Euphyllia ancora</i>		8	5	*	6	19	32.8
<i>Caulastrea furcata</i>		7	3	*	2	12	20.7
<i>Cycloseris</i> sp.		5	6	*		11	19.0
<i>Euphyllia glabrescens</i>		6		*	4	10	17.2
<i>Cycloseris cyclolites</i>	1	2	1	9		13	17.1
Fungidae			8	3	2	13	17.1
<i>Heteropsammia cochlea</i>		3	2	6		11	14.5
<i>Goniopora</i> sp.		2	1	*	5	8	13.8
<i>Fungia</i> sp.		4		*	3	7	12.1
<i>Cataphyllia jardinei</i>		4		*	2	6	10.3
<i>Acropora</i> sp.		5		1	1	7	9.2
<i>Plerogyra sinuosa</i>		1	3	*	1	5	8.6
<i>Cynarina lacrymalis</i>		1		*	3	4	6.9
<i>Galaxea fascicularis</i>		3		*	1	4	6.9
<i>Mycedium elephantotus</i>		1		*	2	3	5.2
<i>Goniopora cf. djiboutiensis</i>		1		*	2	3	5.2
<i>Porites</i> sp.		1		*	1	2	3.4
Alcyonaires							
<i>Sinularia cf. leptocladus</i>	1	14		*	9	24	41.4
<i>Sarcophyton</i> sp.	3	9	6	*	4	22	37.9
<i>Sarcophyton cf. moseri</i>	1	10		*	7	18	31.0
<i>Sinularia cf. dura</i>		5		*	5	10	17.2
<i>Sinularia</i> sp.		3		*	6	9	15.5
<i>Spongodes merleti</i>		5	1	*	2	8	13.8
<i>Xenia cf. elongata</i>		3		*	4	7	12.1
<i>Dendronephthya</i> sp.		2		*	2	4	6.9
Xenidae		1	1	*	1	3	5.2
<i>Xenia</i> sp.		2		*	1	3	5.2

Site	Maa	Dumbéa	GR	SM	Boulari	Total	Occurrence (%)
<i>Alcyonium</i> sp.		1		*	1	2	3.4
<i>Lobophyton</i> sp.		1	1	*		2	3.4
TUNICIERS : ASCIDIÉS							
<i>Phallusia julinea</i>		4	6	9	4	23	30.3
<i>Ascidia glabra</i>		1	4	*		5	8.6
<i>Polycarpa cryptocarpa</i>		1	3	*	1	5	8.6
<i>Ascidia glabrescens</i>		1	1	*		2	3.4
<i>Polycarpa</i> sp.		1	1	*		2	3.4
<i>Polycarpa nigrescens</i>		1		*		1	1.7
<i>Polycarpa nigricans</i>		1		*		1	1.7
<i>Botryllus leptus</i>				*	1	1	1.7
<i>Polycarpa</i> sp (<i>Mytiligera</i> ?)			1	*		1	1.7

Sélection finale des espèces à analyser :

Le nombre d'espèces ainsi sélectionnées étant encore bien trop élevé pour que celles-ci puissent être toutes étudiées dans le cadre de ce travail, une dernière étape de sélection a été réalisée en prenant cette fois en compte l'éthologie et le régime alimentaires de ces espèces, dont dépend le mode de contamination. Au sein de chaque groupe trophique considéré, les espèces les plus fréquentes précédemment identifiées mais présentant également un nombre suffisant de spécimens (une demi-douzaine au minimum) sur la plupart des stations prospectées ont été finalement retenues pour la suite de l'étude. Ces espèces se répartissent comme suit, en fonction du groupe trophique :

- **Autotrophes** : les algues vertes *Halimeda macroloba*, *Halimeda incrassata*, *Caulerpa taxifolia*, *Caulerpa sertularioides* et l'algue brune *Lobophora variegata* ;
- **Filtreurs** : les bivalves *Isognomon isognomon*, *Gafrarum tumidum* et *Hyotissa hyotis*
- **Suspensivore non filtreur** : l'alcyonaire *Sarcophyton* sp. (cf. *moseri* ?)
- **Dépositivores** : l'holothurie *Holothuria (Halodeima) edulis*.

En ce qui concerne les **macrophytes**, seuls les taxons identifiés au rang spécifique ont été retenus pour cette étude. D'autre part, bien que présente sur davantage de sites et avec une occurrence légèrement supérieure par rapport aux deux espèces de *Caulerpa* sélectionnées, l'espèce *Halimeda macrophysa* n'a pas été retenue. Le nombre d'espèces pouvant être étudiées dans le cadre de ce travail étant évidemment limité, il nous a en effet semblé préférable de pouvoir comparer les capacités de bioconcentration des deux *Caulerpes* avec celles des deux autres espèces d'*Halimeda* sélectionnées (*H. macroloba* et *H. incrassata*), principalement en raison du rôle prépondérant joué par ces quatre espèces dans la formation des sédiments gris du milieu de lagon.

De par leur importante capacité de filtration et de bioaccumulation des contaminants à partir de sources dissoutes et particulaires, les **éponges** ont parfois été proposées en tant que bioindicateurs de contamination (Patel *et al.*, 1985b ; Hansen *et al.*, 1995 ; Perez, 2000 ; Perez *et al.*, 2000). Les deux espèces les plus communes dans les milieux étudiés (*Hyrtios reticulata* et *Speciospongia vagabunda*) ont dans un premier temps été retenues et récoltées. A l'issue d'une série de tests préliminaires menés sur la première espèce, celles-ci n'ont finalement pas été

analysées dans la suite de notre étude en raison de la présence importante de sédiments dans la masse spongieuse, qui se sont révélés pratiquement impossible à éliminer totalement même après dépuración en aquarium suivie de plusieurs rinçages manuels successifs. A moins de mettre en œuvre un protocole spécial de fractionnement permettant de séparer spécifiquement les métaux contenus dans les tissus biologiques de ceux apportés par les sédiments, la présence de ces derniers lors d'une minéralisation totale est de nature à surestimer de manière relativement importante les concentrations en métaux dans chaque échantillon.

De même, les **astérides** et les **échinides** ont fait l'objet de nombreuses études sur leur potentiel de bioaccumulation et ont également été proposés comme bioindicateurs par certains auteurs en milieu tempéré (Flammang *et al.*, 1997 ; Temara *et al.*, 1998 ; Temara *et al.*, 2002 ; Warnau *et al.*, 1995). Cependant, bien que fréquemment rencontrés sur l'ensemble des sites, l'étoile de mer *Echinaster luzonicus* et l'oursin *Maretia planula* n'ont pas été retenus en raison du nombre trop peu élevé de spécimens généralement observés sur les différentes stations (généralement un seul ou quelques individus seulement).

Des études portant sur plus d'une dizaine d'espèces d'**ascidies** des zones tempérées et tropicales ont permis de montrer que les ascidies peuvent être des bioaccumulateurs efficaces de certains métaux tels que Fe, Mn, V, Hg, Pb, Cu, Cd et Ni, et présentent en outre les principales caractéristiques écologiques et biologiques d'un bon bioindicateur (Monniot *et al.*, 1986 ; Monniot *et al.*, 1994). Ces derniers auteurs ont notamment réalisé une étude sur l'accumulation et/ou la localisation tissulaire et cellulaire du Fe, Ni, Cr et Co dans cinq espèces d'ascidies libres prélevées dans différentes zones côtières de Nouméa et au niveau du récif-barrière du lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Les résultats concernant l'espèce *Ascidia sydneiensis* (non identifiée lors de nos prospections) montrent que les concentrations en Fe et en Ni dans les tissus sont relativement importantes dans les spécimens prélevés en zone côtière et en particulier dans le port de Nouméa et la Grande Rade, par rapport aux organismes prélevés près du récif-barrière. Cependant, les auteurs indiquent que les teneurs en Fe et Ni sont probablement surestimées en raison de l'impossibilité d'éliminer totalement par rinçage les particules sédimentaires incrustées sur la tunique et présents dans le mucus recouvrant les viscères, ce qui constitue un biais sérieux à l'utilisation des ascidies comme bioindicateur dans des milieux fortement envasés. D'autre part, du fait de leur faible occurrence dans les stations échantillonnées, aucune espèce d'ascidie n'a été sélectionnée dans le cadre du présent travail. On signalera juste que l'espèce *Phallusia julinea*, présente en faible abondance, pourrait éventuellement présenter un intérêt bien que la rétention de particules minérales constitue également un biais pour cette espèce.

De nombreux travaux ont montré que le squelette calcaire des **Scléractiniaires** peut contenir des métaux ainsi que du phosphore provenant de l'eau de mer environnante et que ceux-ci peuvent ainsi être utilisés comme des bioindicateurs enregistreurs de l'évolution d'une contamination dissoute du milieu sur de longues périodes de temps (Howard & Brown, 1984 ; Dodge *et al.*, 1984 ; Brown, 1987 ; Scott, 1990 ; Hanna & Muir, 1990 ; Guzman & Jimenez, 1992 ; Bastidas & Garcia, 1999 ; Esslemont, 2000), bien que des particules sédimentaires contenant des métaux puissent également être incluses dans le squelette carbonaté (Brown, 1987). Toutefois, il a été montré que différentes espèces de coraux provenant d'un même site pouvaient avoir des taux d'incorporation des métaux relativement variables, suggérant l'existence d'un mécanisme métabolique actif plutôt qu'une incorporation passive proportionnelle aux teneurs ambiantes (Hanna & Muir, 1990, Esslemont, 2000). Cette variabilité des taux d'incorporation se rencontre aussi probablement entre individus de la même espèce soumis à des conditions environnementales différentes, ce qui complique leur calibration en tant que bioindicateur (Jameson *et al.*, 2001a). Peu d'études ont en revanche considéré les tissus mous seuls ou associés au squelette (Denton & Burdon-Jones, 1986b ; Rees *et al.* 1999 ; Esslemont, 2000). La présence de particules sédimentaires piégées dans le mucus recouvrant les

tissus (Esslemont, 2000) représente un inconvénient certain à leur utilisation en tant que bioindicateur en surestimant potentiellement les concentrations mesurées, de la même manière que chez les éponges et les ascidies. De plus, plusieurs auteurs ont affirmé que les Scléactiniaires sont d'assez mauvais bioaccumulateurs de métaux, tant en ce qui concerne leur squelette que leurs tissus mous (Howard & Brown, 1984 ; Brown, 1987), certains métaux essentiels tels que Zn, Fe et Cu pouvant vraisemblablement être régulés par certaines espèces (Brown & Holley, 1982). Une comparaison récente des concentrations en métaux dans les tissus mous et le squelette de trois espèces de Scléactiniaires (*Goniastrea aspersa*, *Pocillopora damicornis* et *Acropora formosa*) prélevés sur plusieurs sites contrastés en termes de contamination (Esslemont, 2000) montre que bien que les concentrations dans les tissus mous soient supérieures à celles du squelette, ce dernier reflète généralement plus fidèlement les concentrations ambiantes. Cet auteur suggère également l'existence de mécanismes de régulation de certains métaux (Cd, Pb, Zn, Cr) par les tissus mous, par transport préférentiel des métaux vers le squelette et/ou par élimination des métaux par les tissus, notamment par l'expulsion des zooxanthelles symbiotiques. Les concentrations en métaux mesurées dans les coraux durs (squelette seul ou avec les tissus mous) sont donc généralement nettement inférieures à celles obtenues chez d'autres groupes tels que les bivalves ou Octocoralliaires provenant des mêmes sites (Brown & Holley, 1982 ; Scott, 1990 ; Denton & Burdon-Jones, 1986b). Ainsi, dans leur étude comparative sur les concentrations en Zn, Cu, Cd, Ni et Pb dans trois espèces de coraux durs (*Acropora formosa*, *Fungia (Verrillofungia) concinna* et *Fungia (Fungia) fungites*) et une dizaine d'espèces non identifiées de coraux mous (*Sarcophyton* sp., *Sinularia* sp., *Litophyton* sp., *Gorgonian* sp.) récoltés sur la Grande Barrière de Corail australienne, ces derniers auteurs ont montré que les concentrations en Zn, Cu et Cd chez tous les Octocoralliaires étaient nettement supérieures à celles des Scléactiniaires. Le plomb et le nickel n'ont en revanche pratiquement jamais été détectés quelle que soit l'espèce considérée, à l'exception de *Litophyton* sp., où les concentrations en Ni étaient étonnamment élevées. Selon les auteurs, la forte proportion de matière organique (pour laquelle les métaux ont une grande affinité) des coraux mous par rapport aux coraux durs explique probablement en grande partie les résultats obtenus. Ces auteurs montrent également que le genre *Sarcophyton* semble posséder des avantages certains en tant que bioindicateur, notamment en ce qui concerne le zinc, le cuivre et le cadmium, et que des études plus approfondies sur ce genre seraient tout à fait souhaitables.

Les Scléactiniaires semblent donc présenter un intérêt limité en tant que bioindicateurs quantitatifs et semblent plus appropriés dans le cadre de la réalisation de bioessais ou la recherche de biomarqueurs (Brown, 1987 ; Esslemont, 2000). C'est pourquoi les deux principales espèces de coraux hermatypiques rencontrées (*Alveopora* sp. et *Trachyphyllia geoffroyi*) n'ont finalement pas été retenues pour la suite de ce travail alors que l'Alcyonaire *Sarcophyton* sp. a fait l'objet d'une étude spécifique. En outre, la préparation des échantillons de Scléactiniaires nécessitant la mise au point d'une méthode spécifique, il nous a semblé préférable de concentrer dans un premier temps nos efforts sur d'autres groupes taxonomiques, bien que l'étude ultérieure de ces deux espèces soit envisageable.

Finalement, dix espèces ont été sélectionnées dans cette étude mais d'autres espèces telles que *Halophila* cf. *ovalis*, *Sargassum* cf. *dichotoma*, *Dictyota* sp., *Echinaster luzonicus*, *Diadema setosum*, *Comptopallium radula*, et *Phallusia julinea* et *Alveopora* sp. Et dans une moindre mesure *Trachyphyllia geoffroyi*, pourraient ultérieurement faire l'objet d'études complémentaires.

MATERIEL ET METHODES

Choix des stations de récolte des espèces sélectionnées

Les stations de récolte des différentes espèces sélectionnées ont été choisies en fonction de deux critères principaux : i) la présence d'un nombre suffisant de spécimens d'une ou de plusieurs des espèces-cibles, afin de permettre une récolte aisée d'au moins dix à vingt individus, et ii) leur position géographique par rapport aux sources supposées d'apports en métaux, en prenant également en compte la courantologie locale. Cette seconde condition est destinée à obtenir des concentrations en métaux dans les tissus correspondant à un degré d'exposition maximal, en fonction toutefois de la contrainte liée au premier critère. Pour les deux espèces les plus abondantes (*Holothuria (Halodeima) edulis* et *Isognomon isognomon*), deux (voire trois) stations ont été sélectionnées dans certains sites, une proche du fond de baie, l'autre située plutôt en sortie de baie, afin d'identifier un éventuellement gradient de distance par rapport au point source. Des informations générales sur les stations de récolte sont fournies (tableau 5) leurs positions sont reportées en fonction des espèces échantillonnées : macroalgues (figures 6), bivalves (figures 7), holothuries + *Sarcophyton* sp. (figure 8).

Dans la **Grande Rade**, les grisettes ont été prélevées dans le bras de mer débouchant dans l'Anse Uaré, qui sépare l'entrée de la presqu'île de Ducos de l'usine de la SLN. Cette station est soumise à une combinaison d'au moins cinq influences anthropiques différentes :

- *Présence des scories de l'usine Doniambo de la SLN ;*
- *Rejets des eaux servant à la scorification (=granulation) des résidus sortant des fours de la SLN (T° = 35-40°C sur le site de prélèvement)*
- *Rejets supposés d'effluents de l'usine Shell Pacifique ;*
- *Rejets domestiques directs par les habitations bordant le bras de mer ;*
- *Apports extérieurs : par l'intermédiaire d'un chenal formant une importante mangrove à l'entrée de la Presqu'île de Ducos.*

Malgré ces multiples sources de contamination et la présence d'un substrat sablo-vaseux de couleur gris-foncé à noire, les grisettes étaient présentes en assez fortes densités.

En **Baie de Boulari**, la récolte des grisettes a été effectuée à partir du lieu-dit « Kari Picu » (en face de la Tribu de Saint-Louis), situé à environ 1 km à l'ouest de l'embouchure de La Coulée, dans l'Anse du Charbon. Les grisettes ont été récoltées parallèlement à la mangrove sur plusieurs centaines de mètres en direction de l'embouchure. Le substrat y est constitué de sédiments sablo-vaseux, avec une couche de surface de nature latéritique évidente. Une très forte remise en suspension du matériel latéritique fin a pu être observée sous l'action conjuguée de la marée montante et du vent. La pêche n'y est effectuée que par les gens de la tribu bordant la zone.

Le site de récolte en **Baie de Dumbéa** est situé sur la rive droite de l'embouchure de la Dumbéa, sur un immense banc sablo-vaseux, lequel est au contraire relativement fréquenté par les pêcheurs à pied lors des fortes marées basses.

Quant au site de référence pour cette espèce, la plage de **Ouano**, celui-ci est situé à une centaine de kilomètres au nord-ouest de Nouméa et n'apparaît donc pas sur la carte des stations de récoltes des mollusques. Contrairement aux précédents sites, cette station présente des sédiments sableux à sablo-vaseux de couleur gris clair fortement carbonatés, servant de substrat à un herbier de phanérogames (*Halodule uninervis* et *Cymodocea rotundata*).

Tableau 5.: Informations générales sur les stations de récoltes et les espèces récoltées.

Site	Station	Prof. (m)	Position (GPS)		Substrat (observation <i>in situ</i>)	Espèces récoltées
			Latitude	Longitude		
Sainte-Marie	N 08bis	9	22°17'45	166°28'39	sablo-vaseux	<i>Halimeda macroloba</i> , <i>Caulerpa taxifolia</i>
	N 10	11,8	22°17'65	166°28'25	vase assez épaisse + débris et coraux	<i>Holothuria edulis</i> , <i>Isognomon isognomon</i>
	N 13	12	22°17'62	166°27'55	vaseux ou sable fin	<i>Holothuria edulis</i>
	N 19	14	22°18'02	166°27'95	coraux recouverts par vase	<i>Isognomon isognomon</i> , <i>Lobophora variegata</i>
	N 27	12,3	22°18'55	166°27'98	sableux	<i>Holothuria edulis</i> , <i>Halimeda macroloba</i> , <i>Halimeda incrassata</i> , <i>Caulerpa taxifolia</i> , <i>Caulerpa sertularioides</i>
Grande Rade	D 12	14,4	22°15'41	166°24'79	sablo-vaseux détritique	<i>Halimeda incrassata</i> , <i>Isognomon isognomon</i>
	D 13	13,5	22°15'09	166°24'78	vase recouvrant dalle dure/débris	<i>Holothuria edulis</i>
	D 19	16,4	22°15'00	166°23'94	sablo-vaseux détritique + pinacles	<i>Isognomon isognomon</i> , <i>Sarcophyton</i> sp.
	D 20	14,4	22°14'76	166°24'24	sablo-vaseux	<i>Halimeda macroloba</i>
	D 22	19,6	22°14'59	166°23'60	sablo-vaseux détritique coquiller	<i>Halimeda incrassata</i> , <i>Holothuria edulis</i>
	D 66	intertidale	22°15'03	166°26'48	sablo-vaseux	<i>Gafrarium tumidum</i>
Dumbéa	D 43	15,7	22°13'39	166°21'30	sablo-vaseux à sableux	<i>Halimeda macroloba</i> , <i>Halimeda incrassata</i> , <i>Caulerpa taxifolia</i> , <i>Caulerpa sertularioides</i>
	D 44	16,4	22°13'09	166°21'78	sablo-vaseux détritique + pinacles	<i>Isognomon isognomon</i>
	D 46	16,6	22°12'49	166°22'94	vase recouvrant substrat détritique	<i>Hyotissa hyotis</i>
	D 47	10,9	22°12'09	166°23'34	corallien très envasé avec débris	<i>Lobophora variegata</i>
	D 63	4,7	22°11'60	166°23'80	corallien envasé	<i>Holothuria edulis</i> , <i>I. isognomon</i> , <i>Sarcophyton</i> sp.
	D 65	intertidale	22°11'42	166°24'64	zone estuarienne sablo-vaseuse	<i>Gafrarium tumidum</i>
Boulari	B 05	10,7	22°15'29	166°31'69	vase recouvrant débris + pinacles	<i>Hyotissa hyotis</i> , <i>I. isognomon</i> , <i>Sarcophyton</i> sp.
	B 07	12,1	22°16'18	166°30'19	vaseux assez détritique	<i>Holothuria edulis</i>
	B 15	23,5	22°17'37	166°31'89	alternance vase / coraux / débris	<i>I. isognomon</i>
	B 31	12,2	22°15'65	166°31'05	sablo-vaseux détritique + coraux	<i>Lobophora variegata</i>
	B 34	intertidale	22°16'85	166°26'14	zone estuarienne sablo-vaseuse à vaseuse	<i>G. tumidum</i>
Maa	M 23	12,7	22°12'50	166°19'71	sablo-vaseux détritique + pinacles	<i>Halimeda macroloba</i>
	M 26	4,9	22°12'00	166°20'45	sablo-vaseux détritique	<i>Holothuria edulis</i> , <i>I. isognomon</i> , <i>L. variegata</i>
	M 28	8,2	22°12'77	166°20'20	sablo-vaseux détritique	<i>Sarcophyton</i> sp.
Ouano	Ouano	intertidale	21°52'06	165°48'92	zone sableuse avec herbiers	<i>G. tumidum</i>

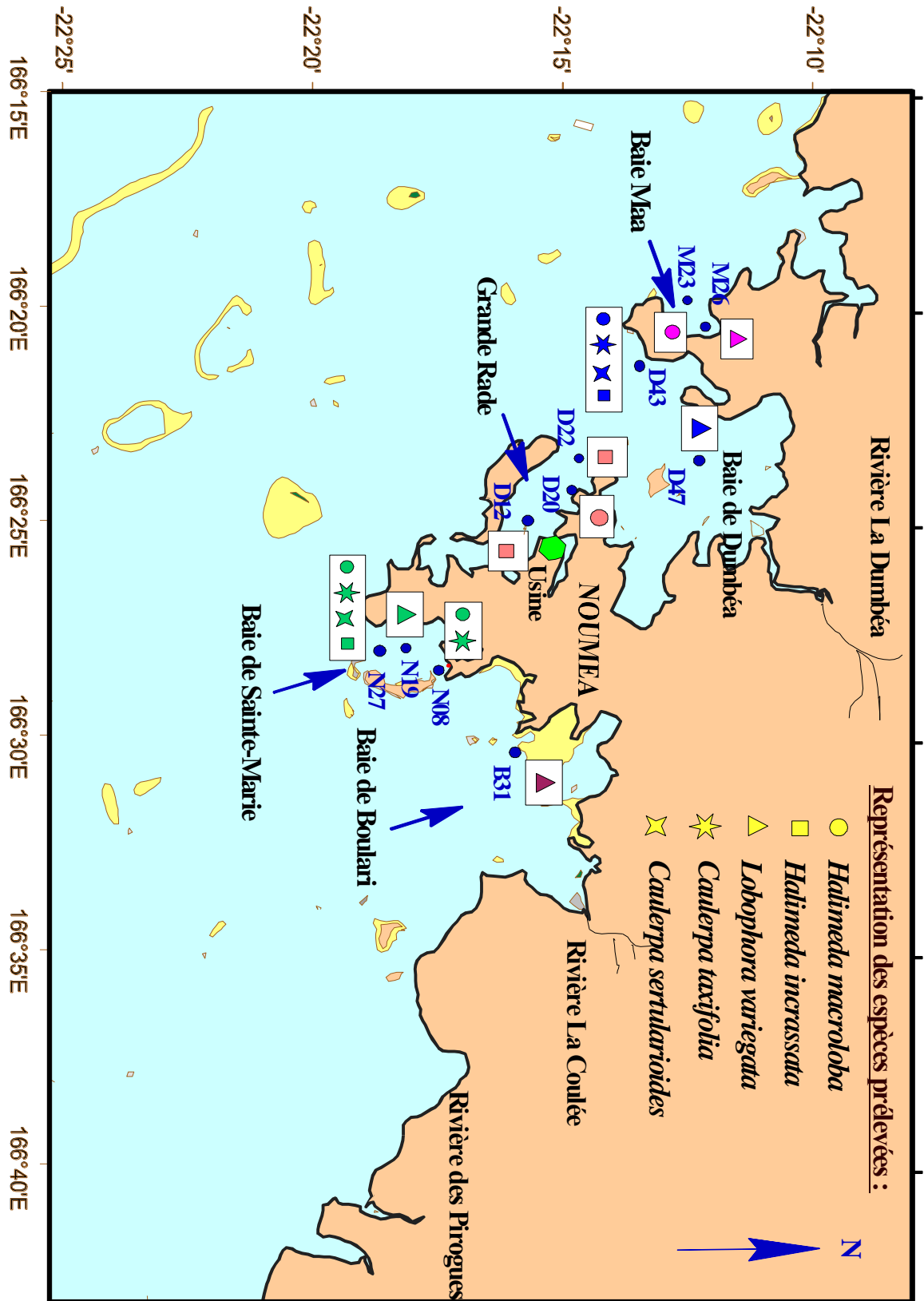


Figure 6 : Position des stations de récolte des cinq espèces de macroalgues dans les différents sites sélectionnés.

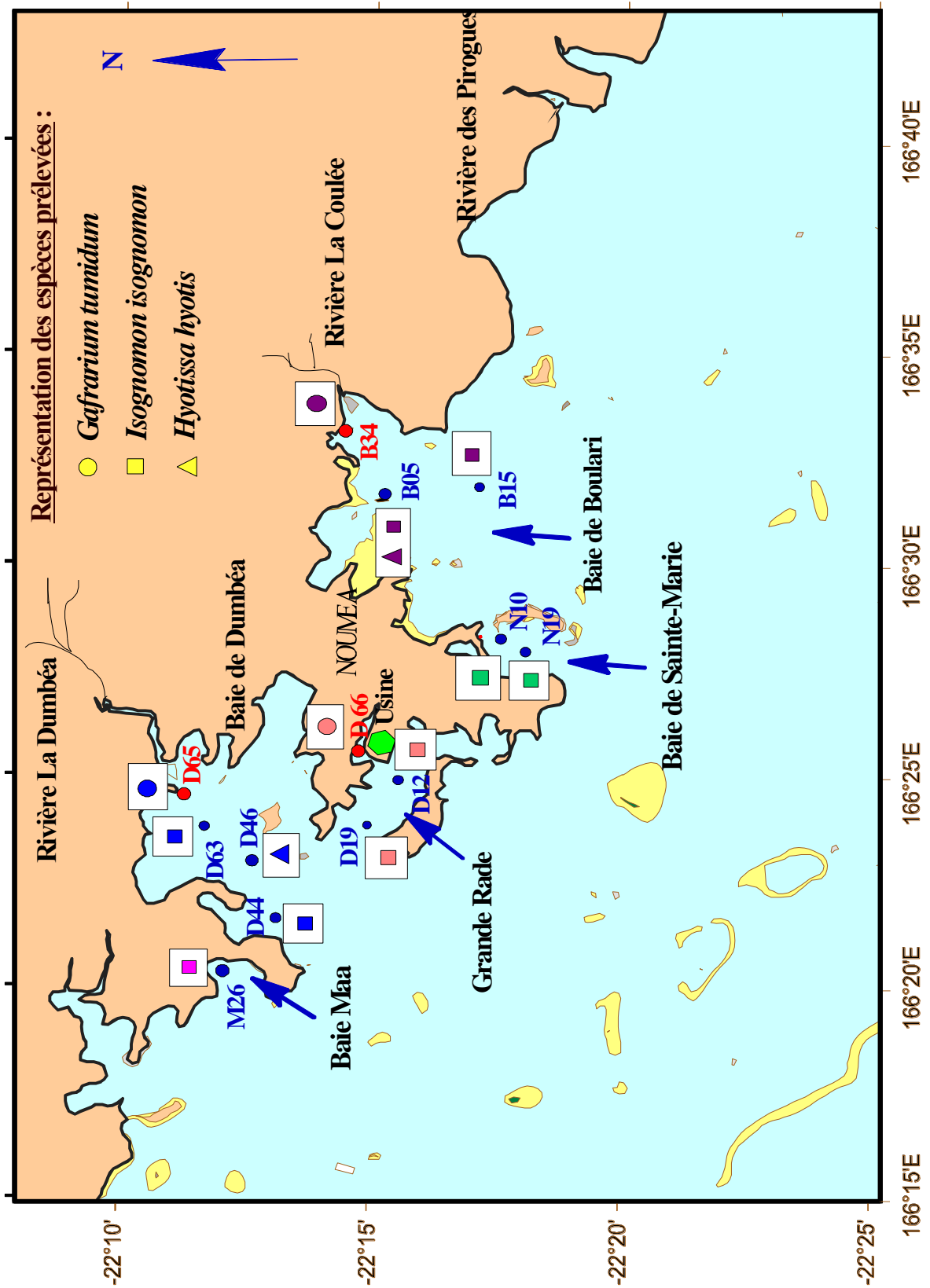


Figure 7 : Position des stations de récolte des trois espèces de bivalves dans les différents sites sélectionnés.

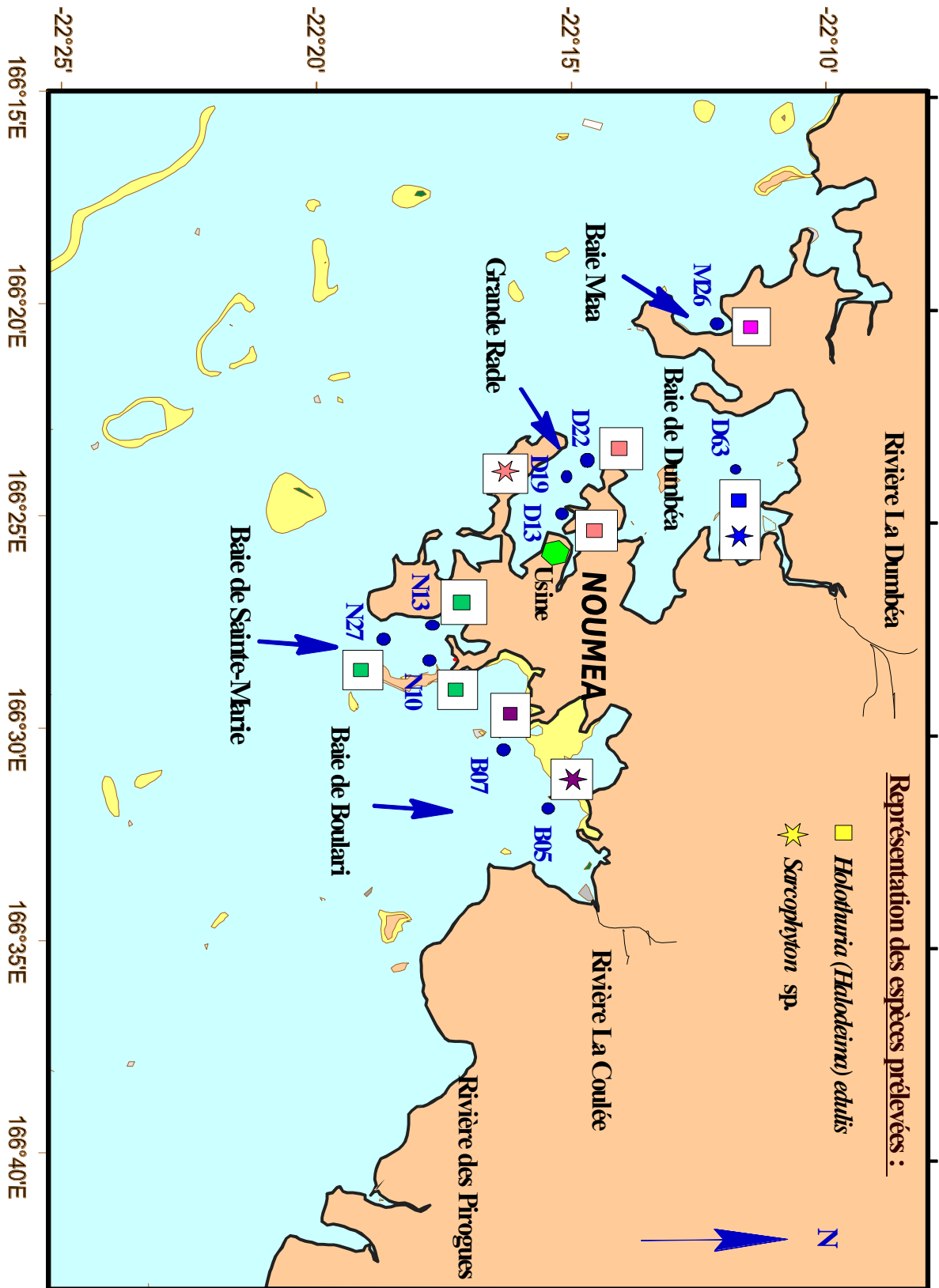


Figure 8 : Position des stations de récolte de l'holothurie *Holothuria (H.) edulis* et de l'alcyonaire *Sarcophyton* sp. dans les divers sites.

Récolte et traitement des organismes

Récoltes des spécimens à analyser

Période des prélèvements

Tous les prélèvements ont été menés sur une période la plus courte possible en fonction des contraintes logistiques et climatiques, soit d'avril à juillet (première partie de la saison fraîche australe) selon les espèces et les stations, afin de minimiser autant que possible la variabilité temporelle des concentrations en métaux dans le milieu (correspondant à une éventuelle variation du degré d'exposition auquel sont soumis les organismes) ainsi que des teneurs dans les tissus vivants pouvant être dues à une différence d'état physiologique des organismes.

Modes de récolte

Les récoltes des espèces subtidales ont été réalisées en plongée. Les espèces fixées (macroalgues, bivalves, *Sarcophyton* sp.) ont été délicatement désolidarisées de leur substrat (sédiments ou bien fragments ou pinacles de coraux morts principalement), ou prélevées avec quand celui-ci était de petite taille (pour certains *Sarcophyton* sp. ou bivalves). Les espèces les plus fragiles (macroalgues notamment) ont été stockées dans des sachets précédemment rincés avec HCl 5 %, les autres directement dans un filet de récolte jusqu'au retour à bord. Seuls les spécimens ne présentant pas de lésions observables et de taille suffisante ont été récoltés, de façon aléatoire. Dans le cas des *Halimeda*, qui sont reliées entre elles par un réseau souterrain de rhizoïdes et peuvent de ce fait être génétiquement identiques (Garrigue, *comm. pers.*), les prélèvements effectués sur une station ont été espacés les uns des autres. Immédiatement après leur récolte, les spécimens ont été rincés grossièrement avec de l'eau de mer du site puis placés dans des bacs en plastique de gros volume rempli avec de l'eau de mer également prélevée sur le site entre 3 et 7 m de profondeur. Le contenu du bac a ensuite été aéré régulièrement jusqu'à l'arrivée au laboratoire.

Les spécimens de l'espèce intertidale *Gafrarium tumidum* ont quant à eux été récoltés à pied par ratissage des premiers centimètres de sédiments lors des marées basses de même coefficient (0,25 ou 0,3 m), selon une ligne parallèle au trait de côte et dans la mesure du possible entre le premier tiers environ et la partie médiane de la zone émergée, afin de récolter des spécimens provenant de niveaux bathymétriques assez semblables (donc exposés à des durées d'immersion et d'émersion proches). Cependant, seule la station de récolte D 66 (Grande Rade, Anse Uaré) n'est pas totalement émergée lors d'une telle marée. Les spécimens prélevés ont ensuite été stockés à sec dans un bac jusqu'au retour au laboratoire.

Un prélèvement supplémentaire d'eau de mer du site (environ 100 à 120 l sur les stations de récolte des mollusques, 20 l pour les autres espèces) a été réalisé après chaque récolte, en sub-surface sur les stations des grisettes ou entre 3 et 7 m de profondeur grâce à un tuyau relié à une pompe à membrane manuelle installée sur le bateau, de façon à pouvoir prélever sous une éventuelle couche néphéloïde de surface ou sous la hyalocline en cas de précipitations récentes. Cette eau de mer, stockée dans des jerricans précédemment rincés à l'acide (HCl 5 %), à l'eau déminéralisée puis avec de l'eau du site, était destinée aux futurs rinçages des spécimens ou la dépuración des mollusques en aquarium (*cf.* paragraphes suivants).

Nombre de spécimens récoltés

L'obtention d'un nombre suffisant de spécimens est nécessaire pour pouvoir évaluer la variabilité interindividuelle des concentrations de chaque métal chez une même population en une station donnée. Celle-ci conditionne en effet les résultats des tests statistiques de comparaison des moyennes des concentrations de métaux entre les populations des différents sites ; elle peut dépendre de diverses variables biotiques individuelles telles que l'âge, le stade du cycle de vie, l'état physiologique général ou même la spécificité génétique en relation avec la tolérance ou la sensibilité à un métal. Dans la mesure du possible, une vingtaine de spécimens de chaque espèce a donc été récoltée sur chaque station, de manière aléatoire à l'exception des spécimens anormaux ou de trop petite taille. En raison du nombre total d'échantillons relativement important (en combinant les différentes espèces et les diverses stations de récolte pour chacune d'elle), seule la moitié des effectifs récoltés a été analysée dans un premier temps, les spécimens restants pouvant ainsi être utilisés en fonction des résultats obtenus en termes de variabilité ou en cas de perte d'échantillons lors des préparations. Dans le cas des bivalves *Isognomon isognomon* et *Gafrarium tumidum*, relativement abondants, un prélèvement plus large de plusieurs dizaines d'individus a été réalisé.

Une récolte supplémentaire de spécimens de compositions très différentes (*Halimeda maculosa*, *Gafrarium tumidum* et *Holothuria edulis*) a en outre été réalisée sur trois stations afin de constituer des pools de plusieurs spécimens utilisés ensuite en tant que témoins internes pour mettre au point puis contrôler la répétabilité des méthodes de minéralisation et d'analyse.

Rinçage des échantillons

Un soin tout particulier a été apporté au rinçage de chaque spécimen récolté de façon à réduire au maximum l'apport de métaux extérieurs aux tissus à analyser. Dès le retour au laboratoire, chaque individu a été débarrassé de son éventuelle épibiose puis soigneusement frotté manuellement et rincé dans plusieurs bains successifs d'eau de mer du site afin d'éliminer les nombreuses particules sédimentaires adhérentes. Les valves ou coquilles des mollusques ont été nettoyées avec une brosse avant leur mise en dépuration (voir paragraphe suivant). Chez les macroalgues vertes (*Halimeda* et *Caulerpa*), les rhizoïdes ont été retirés afin d'éliminer toute présence résiduelle de sédiments ; la base du pied de chaque *Sarcophyton* contenant des particules sédimentaires et encore accroché à son substrat a également été éliminée. Quand pratiquement aucune particule ne devenait visible dans les bains, un dernier rinçage a été effectué avec de l'eau de mer prélevée hors du lagon (à l'extérieur du récif-barrière, à 7 m de profondeur) et précédemment filtrée à 0,45 μm .

Contrairement aux autres espèces, les frondes des *Lobophora variegata* n'ont pas été conditionnées individuellement et ont été regroupées en trois répliquats par station. Des coupes réalisées sur quelques frondes prélevées au hasard ont été observées au microscope par Madame le Professeur Claude Payri (Université Française du Pacifique) afin de confirmer l'identification de l'espèce. Les *Sarcophyton* sp. étant généralement trop gros pour être conservés entiers, différents morceaux du pied et du capitule ont été prélevés sur l'ensemble de l'animal afin de constituer un sous-échantillon représentatif de l'animal entier.

Dépuration en aquarium

Plusieurs études ont montré que le contenu en sédiments et en matières non assimilées du tube digestif des invertébrés utilisés comme bioindicateurs quantitatifs entraînait une

surestimation importante des concentrations en métaux obtenues chez l'individu *in toto* par rapport à celles correspondant réellement à la bioaccumulation dans les tissus (Amiard-Triquet *et al.*, 1984 ; Chapman, 1985 ; Lobel *et al.*, 1991 ; Robinson *et al.*, 1993). Le calcul des indices de condition physiologique chez les bivalves, faisant intervenir le poids des tissus totaux des individus, peut également être faussé par la masse des sédiments ingérés (Hawkins & Rowell, 1987). Afin de s'affranchir de ce problème, deux méthodes ont été proposées : la dépuración en aquarium précèdent les analyses ou bien la correction mathématique des concentrations obtenues sans dépuración par normalisation avec celles contenues dans les sédiments associés. La première méthode, la plus communément employée en raison de sa simplicité et de son efficacité, a été appliquée aux quatre espèces de mollusques étudiées. Des tests préliminaires au cours desquels les fécès étaient régulièrement aspirés ont permis de fixer la durée de dépuración à 48 h, les durées habituelles rencontrées dans la littérature étant généralement de 24 h à une semaine. Les organismes disposés sur un support en plastique rigide perforé surélevé ont été placés dans un aquarium contenant de l'eau de mer du site filtrée mécaniquement et chimiquement (charbon actif) en continu afin d'empêcher les bivalves de se nourrir tout en conservant une qualité d'eau acceptable. La température de l'eau a été maintenue entre 23°C et 26°C sur l'ensemble des dépurations. Avant la première utilisation et entre chaque opération, l'aquarium et tout le matériel servant à la dépuración ont été nettoyés avec une solution d'HCl à 5 % (V/V), puis rincé avec de l'eau déminéralisée.

Minéralisation des organismes et analyse des métaux

Préparation des échantillons biologiques pour l'analyse

Tous les spécimens ou tissus ainsi préparés ont été stockés en chambre froide à -25°C dans des sachets individuels de type Whirl-Pak ou Fisherbrand référencés. Après lyophilisation pendant 65 h, chaque spécimen a été broyé à l'aide d'un broyeur mécanique à mortier et pilon en agate (modèle RM 100, marque RETSCH) à l'exception des mollusques, dont les échantillons lyophilisés ont été fragmentés manuellement à travers le sachet puis minéralisés en entier.

La minéralisation des tissus a été réalisée en milieu acide sous conditions hyperbares selon une méthode optimisée (Magand, 2000). Environ 500 mg de poudre d'échantillon préalablement soigneusement homogénéisée, ou l'individu entier pour les mollusques, sont disposés dans une bombe en téflon de type MF (100 ml) dans laquelle sont injectés 4 ml d'HNO₃ 65 % suprapur (marque Merck ou Prolabo NORMATOM) et 1 ml d'H₂O₂ 30 % A.R. (Prolabo). Les bombes fermées hermétiquement sont ensuite disposées dans un four à micro-onde informatisé (ANTON-PAAR, Perkin-Elmer), où la minéralisation s'effectue pendant 15 min. à plus de 200°C et sous une pression de plus de 20 atm. selon un programme préalablement optimisé (puissance maximale atteinte pendant la minéralisation : 1000 W). Six échantillons peuvent ainsi être traités simultanément. Après refroidissement des bombes, la solution obtenue est éventuellement filtrée à 0,45 µm ou directement complétée à 25 ml avec de l'eau ultrapure (Barnstead, R=18,0 MΩ.cm⁻¹) et conservée à 4°C jusqu'à l'analyse dans des flacons en polyéthylène précédemment rincés à l'acide. Après chaque minéralisation, les bombes sont décontaminées avec 6 ml d'HNO₃ 70 % (Aristar) au four micro-ondes, puis soigneusement rincées à l'eau doublement déminéralisée et séchées à l'abri de la poussière. Vingt-quatre (voire trente) échantillons peuvent ainsi être traités par jour.

La description technique de l'appareil utilisé, l'optimisation du protocole et les avantages de ce type de minéralisation d'utilisation croissante en écotoxicologie ont été discutés

(Magand, 2000) ; cette méthode présente de nombreux avantages en particulier en termes de rapidité et de protection de l'échantillon vis à vis des contaminations.

Analyses des métaux par ICP-OES

Pour chaque échantillon ainsi minéralisé, neuf métaux (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, V, Zn) ont été analysés par ICP-OES (Inductively Coupled Plasma – Optical (ou Atomic) Emission Spectrometry, modèle Optima 3300 DV, Perkin-Elmer) selon une méthode globale mise au point par Benjamin Moreton (Centre IRD de Nouméa) pour les tissus biologiques d'origine marine. En raison de la non détection quasi systématique du vanadium dans la plupart des échantillons analysés, de l'absence de valeur certifiée pour cet élément dans le matériel de référence utilisé (voir suite du paragraphe) et de problème de répétabilité des résultats obtenus sur les mêmes échantillons, l'exploitation des données relatives à ce métal n'a pas été réalisée. De même, la méthode d'analyse n'ayant pas pu être validée pour le cadmium, cet élément n'a pas pu être dosé dans les échantillons selon cette technique.

La justesse et la précision des protocoles de minéralisation et d'analyse en ICP-OES ont été contrôlées à l'aide de matériel de référence certifié d'origine marine (DORM-1, NRCC) et de témoins internes (pools d'*Halimeda macroloba*, de *Gafrarium tumidum* et d'*Holothuria edulis*), régulièrement insérés dans les séries d'échantillons puis minéralisés et analysés dans les mêmes conditions. Lors de la mise au point initiale de la méthode (Magand, 2000), deux autres matériels de référence certifié ont également été utilisés (DOLT-1, NRCC et MA-A-1, AIEA). Les analyses de tous les métaux ont pu être validées, sauf pour Al (non certifié et précision relative supérieure à 20 %) et Co (certifié mais non détecté ou quantifié, une légère sous-estimation des concentrations étant suspectée) (tableau 6). Les résultats obtenus concernant ces deux éléments doivent donc être considérés avec prudence. Les limites de détection (LD) et de quantification (LQ) (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec) globalement obtenues avec cette méthode sur l'ensemble des séries sont également indiquées. Cependant, les LD et LQ calculées sur des séries correspondant à un groupe d'espèces donné (macroalgues ou mollusques par exemple) peuvent être inférieures à celles indiquées pour la méthode globale (notamment jusqu'à $0,02 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour Co ; $0,08 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour Cr ; $0,05 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour Cu et $0,56 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour Zn).

Traitement statistique des résultats

Les comparaisons des moyennes des concentrations de chaque métal entre différents sites pour chaque espèce (ou entre différentes espèces dans le cas des Chlorophycées) ont été réalisées par analyse de variance paramétrique (ANOVA) sur les données non transformées ou transformées en logarithmes pour satisfaire les conditions d'application du test. Des tests de comparaisons multiples *a posteriori* (test de Student-Newman-Keuls et/ou test de Tuckey pour échantillons d'effectifs inégaux, dit test de Spjotvoll et Stoline) ont ensuite été effectués afin d'identifier les moyennes différant significativement. Dans le cas où les conditions d'applications de l'ANOVA étaient sévèrement violées même après transformation des données, des analyses de variances non paramétriques (analyse de variance de Kruskal-Wallis) suivi de test de comparaison de moyenne deux à deux (test U de Mann-Whitney) ont été mis en œuvre. Tous ces tests ont été réalisés avec le logiciel STATISTICA (StatSoft® for Windows). Les analyses en composantes principales ont été réalisées à partir des données brutes grâce au logiciel SPAD (Cisia/Ceresta).

Tableau 6 : Justesse, précision et limites de détection et de quantification (n=25 blancs de réactifs) de la méthode utilisée, calculées sur l'ensemble des séries.

Performances analytiques		Al	Co	Cr	Cu
Justesse (DORM-1) : (n = 20)	valeur obtenue *	11,53 ± 2,67	< LD	3,33 ± 0,14	5,37 ± 0,19
	valeur certifiée **	n.c.	0,049 ± 0,014	3,60 ± 0,40	5,22 ± 0,33
Précision relative : Coefficient de variation (%)	DORM-1 (n = 20)	23,2	< LD	4,3	3,5
	Pool HM (n = 17)	1,8	< LD	2,0	< LD
Détection /Quantification : (n = 25)	LD (µg.g ⁻¹)	2,50	0,10	0,22	0,19
	LQ ₁₀ (µg.g ⁻¹)	8,35	0,33	0,74	0,62

Performances analytiques		Fe	Mn	Ni	Zn
Justesse (DORM-1) : (n = 20)	valeur obtenue *	66,6 ± 3,6	1,21 ± 0,08	1,03 ± 0,10	21,01 ± 0,49
	valeur certifiée **	63,6 ± 5,3	1,32 ± 0,26	1,20 ± 0,30	21,3 ± 1,0
Précision relative : Coefficient de variation (%)	DORM-1 (n = 20)	5,4	6,6	9,7	2,3
	Pool HM (n = 17)	1,6	1,5	3,4	9,9
Détection /Quantification : (n = 25)	LD (µg.g ⁻¹)	3,66	0,30	0,17	2,09
	LQ ₁₀ (µg.g ⁻¹)	12,19	1,00	0,58	6,96

- * moyenne ± écart-type ; ** moyenne ± intervalle de confiance à 95 % ;
- n.c. : non certifiée ; C.V : coefficient de variation ; LD : limite de détection (3 fois l'écart-type des blancs) ; LQ : limite de quantification (10 fois l'écart-type des blancs)
- Pool HM : pool d'*Halimeda macroloba* (témoin interne)

BIOCONCENTRATION DES METAUX DANS LES MACROALGUES

Concentrations en métaux

Les concentrations (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) des métaux analysés dans les cinq espèces de macroalgues récoltées dans les différents sites sont présentées en fin de paragraphe ([tableau 7](#)). A chaque station, dix spécimens ont été analysés excepté pour *Lobophora variegata* (n=3 réplicats de frondes poolées) et pour les *Halimeda incrassata* récoltées à la station D 22, dans la Grande Rade (n=6). Cependant, quelques rares valeurs extrêmes, aberrantes de toute évidence, ont été identifiées grâce à des boîtes de Tukey (valeurs sortant largement de l'intervalle défini par les « moustaches ») puis ont été éliminées avant le calcul des moyennes afin d'éviter une trop grosse différence entre les moyennes et les médianes. De façon à pouvoir comparer ces résultats avec ceux précédemment rapportés chez les macroalgues tropicales et subtropicales, une compilation bibliographique aussi complète que possible des données relatives aux Chlorophycées ([tableaux 8a](#)) et Phaeophycées ([tableaux 8b](#)) tropicales ou subtropicales est présentée. Les résultats obtenus en termes de concentrations dans les cinq espèces que nous avons étudiées sont ainsi comparés avec les résultats de la littérature pour chaque métal.

Aluminium

Les résultats d'analyses ayant montré une trop forte erreur relative concernant la précision des mesures sur des réplicats d'échantillons certifiés et témoins internes, les données de ce métal n'ont finalement pas été exploitées en ce qui concerne les algues.

Cobalt

Toutes espèces et sites confondus, les concentrations vont de niveaux non détectables chez *Halimeda macroloba* jusqu'à $16,9 \pm 1,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ chez *Lobophora variegata* récoltée en baie de Boulari. Parmi les Chlorophycées, les plus faibles concentrations (non détectables) sont observées chez *H. macroloba*, seuls les spécimens provenant de la Grande Rade montrant des niveaux détectables, soit $0,41 \pm 0,25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Chez *Halimeda incrassata* et *Caulerpa taxifolia*, les concentrations vont respectivement de $0,20 \pm 0,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $0,88 \pm 0,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et de $0,67 \pm 0,27 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ à $0,80 \pm 0,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Les valeurs les plus élevées enregistrées parmi les Chlorophycées sont observées chez *Caulerpa sertularioides*, soit $1,46 \pm 0,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ et $1,75 \pm 0,43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, tandis que celles mesurées chez l'algue brune *L. variegata* vont de $1,48 \pm 0,32$ à $16,9 \pm 1,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Les concentrations en cobalt chez les macroalgues tropicales rapportées dans la littérature sont assez peu nombreuses, notamment chez les Chlorophycées ([tableau 8a](#)). En ce qui concerne les espèces d'*Halimeda*, les valeurs précédemment obtenues pour des sites non contaminés sont inférieures à $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ([Dolgushina et al., 1995](#) ; [Amado Filho et al., 1997a](#)), soit du même ordre de grandeur que celles mesurées dans notre étude. Chez les Caulerpes précédemment étudiées, ces valeurs sont également inférieures à $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ou relativement proches, bien que des concentrations supérieures atteignant $4,35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ chez *Caulerpa sertularioides* et $9,63 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ chez *Caulerpa peltata* provenant des côtes de Goa en Inde ([Agadi et al., 1978](#)), ainsi que $4,6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans des *C. racemosa* de la baie de Ribeira au Brésil ([Guimaraes et al., 1982](#)) ont déjà été rapportées. En considérant les autres espèces d'algues vertes tropicales, des valeurs excédant $6,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ont également été trouvées chez *Ulva fasciata*, *U. reticulata*, *Codium elongatum* et *Enteromorpha clathrata* des côtes de Goa ([Agadi et al., 1978](#)). Par comparaison, les concentrations en cobalt mesurées dans les quatre

espèces de Chlorophycées récoltées dans les baies de Sainte-Marie, de Dumbéa, de la Grande Rade et de la baie Maa apparaissent relativement typiques de celles rencontrées dans des milieux peu ou pas contaminés.

Bien qu'aucune donnée pour le cobalt n'ait été trouvée spécifiquement chez *Lobophora variegata* ou *Lobophora* sp. dans la littérature scientifique, les concentrations mesurées chez cette espèce récoltée dans la baie Maa et la Baie de Sainte-Marie semblent relativement peu élevées mais sont cependant supérieures à la plupart des plus basses valeurs observées pour de nombreuses autres espèces. Les concentrations obtenues chez les algues provenant des deux baies sous influence terrigène (Dumbéa et Boulari) semblent en revanche relativement élevées en comparaison avec celles précédemment rapportées chez d'autres espèces d'algues brunes tropicales, qui n'excèdent pas $11 \mu\text{g.g}^{-1}$ (tableau 8b). La valeur maximale mesurée chez cette espèce en baie de Boulari, soit $16,9 \mu\text{g.g}^{-1}$, apparaît donc exceptionnellement élevée en ce qui concerne les Phaeophycées tropicales.

Chrome

Toutes espèces confondues, les concentrations les plus élevées sont observées chez *Lobophora variegata*, avec des valeurs allant de $2,60 \pm 0,68$ à $115 \pm 1,5 \mu\text{g.g}^{-1}$, cette dernière valeur étant enregistrée chez les spécimens prélevés en baie de Boulari. Parmi les Chlorophycées, les plus faibles concentrations sont trouvées chez *Halimeda macroloba*, soit de $2,55 \pm 0,34$ à $4,25 \pm 2,12 \mu\text{g.g}^{-1}$, alors que les plus fortes sont observées chez *Caulerpa sertularioides* en baie de Sainte-Marie (station N27), soit $11,2 \pm 4,9 \mu\text{g.g}^{-1}$, puis *H. incrassata* dans la Grande Rade (station D22), soit $8,59 \pm 1,92 \mu\text{g.g}^{-1}$.

De même que pour le cobalt, les concentrations en chrome dans les Chlorophycées tropicales précédemment rapportées sont relativement peu nombreuses. Des valeurs inférieures à $1,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ ont été trouvées chez *Halimeda incrassata* et *H. micronesica* provenant des Iles Seychelles (Dolgushina *et al.*, 1995), alors que des concentrations plus élevées atteignant $13,12 \mu\text{g.g}^{-1}$ ont été rapportées chez *H. opuntia* provenant de la région d'Abrolhos au Brésil (Amado Filho *et al.*, 1997) et jusqu'à $25,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ chez des spécimens d'*H. tuna* vivant dans les eaux tempérées des côtes de Ras Beirut au Liban (Shiber, 1980). En ce qui concerne les Caulerpes, seules des valeurs relatives à l'espèce *Caulerpa racemosa* ont été trouvées dans la bibliographie, celles-ci s'échelonnant entre $3,15$ et $54,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ selon les régions (Sivalingam, 1978 ; Guimaraes *et al.* 1982 ; Robledo & Pelegrin, 1997 ; Amado Filho *et al.*, 1997a). Chez d'autres genres de Chlorophycées tels que *Enteromorpha* ou *Ulva*, les concentrations en chrome sont généralement comprises entre 1 et $10 \mu\text{g.g}^{-1}$, quoique des valeurs atteignant $33,3 \mu\text{g.g}^{-1}$, voire $58,8 \mu\text{g.g}^{-1}$, ont été mesurées respectivement chez *Cladophora fascicularis* et *Enteromorpha flexuosa* provenant de l'île Penang en Malaisie (Sivalingam, 1978). Ainsi, bien que supérieures aux plus basses concentrations précédemment rapportées, les concentrations en chrome trouvées chez les quatre espèces d'algues vertes étudiées apparaissent assez peu élevées et du même ordre de grandeur que les valeurs habituellement rencontrées chez les Chlorophycées tropicales et subtropicales.

De même, les concentrations en chrome observées dans les *Lobophora variegata* des baies Maa et de Sainte-Marie ne figurent pas parmi les plus bas niveaux précédemment rapportés mais demeurent assez peu élevées et relativement communes par rapport aux valeurs relatives à des espèces appartenant aux genres *Padina*, *Sargassum* ou *Dictyota*, qui s'échelonnent généralement entre 0,3 et $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ mais peuvent atteindre plus de $30 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Amado Filho *et al.*, 1997a ; Sanchez-Rodriguez *et al.*, 2001). En revanche, les concentrations mesurées dans les spécimens de cette espèce récoltés dans les zones sous influence terrigène sont extrêmement élevées, voire exceptionnelles pour les spécimens de la baie de Boulari.

Cuivre

Le cuivre n'a pas été détecté dans les spécimens des deux espèces d'*Halimeda* quel que soit le site de récolte. Chez les deux *Caulerpa*, les valeurs sont regroupées entre $0,99 \pm 0,3$ et $1,73 \pm 0,50 \mu\text{g.g}^{-1}$, cette dernière ayant été mesurée chez des *C. sertularioides* prélevées en sortie de la baie de Sainte-Marie. Les concentrations chez *Lobophora variegata* sont du même ordre de grandeur, la valeur maximale de $2,60 \pm 0,51 \mu\text{g.g}^{-1}$ étant étonnamment observée dans le pool de spécimens provenant du site de référence relative, la baie Maa.

Contrairement aux deux précédents éléments, le cuivre est l'un des métaux les plus étudiés et de nombreuses données sont disponibles concernant les macroalgues tropicales. Celles-ci montrent que les valeurs obtenues dans le cadre de notre étude sont extrêmement faibles quels que soient les espèces et les sites considérés et sont caractéristiques de milieux non contaminés. Les concentrations précédemment trouvées chez certaines *Halimeda*, notamment *H. incrassata*, s'échelonnent en effet généralement de 0,10 à 4,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans des sites peu ou pas contaminés, mais peuvent excéder 11 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et atteindre 110 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *H. tuna* provenant de différentes régions (Shiber, 1980 ; Wahbeh *et al.*, 1985 ; (Dolgushina *et al.*, 1995). En ce qui concerne les *Caulerpa*, les concentrations rencontrées dans les deux espèces que nous avons étudiées sont du même ordre de grandeur, voire légèrement inférieures à celles précédemment rapportées pour différentes espèces provenant de sites « propres » (Khristoforova & Bogdanova, 1980 ; Denton & Burdon-Jones, 1986a ; Amado Filho *et al.*, 1997a). Les valeurs obtenues sont en outre très nettement inférieures à celles mesurées dans des *C. taxifolia* et *C. sertularioides* récoltées dans des sites contaminés, atteignant 58,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et 12,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ respectivement (Zingde *et al.*, 1976 ; Agadi *et al.*, 1978 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Augier *et al.*, 1999) ainsi que chez *C. racemosa*, chez laquelle des concentrations comprises entre 6,0 et 28,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ ont été précédemment trouvées (Kesava Rao & Indusekhar, 1986 ; Ganesan *et al.*, 1991). De plus, les concentrations obtenues dans nos spécimens de *C. taxifolia* provenant des différents sites sont tout à fait similaires à celles rapportées par Gnassia-Barelli *et al.* (1995) chez la même espèce récoltée sur les fonds gris de lagon devant Nouméa. En ce qui concerne les autres genres de Chlorophycées tropicales, seule une minorité d'études fait état de concentrations proches de celles observées dans nos spécimens (Denton & Burdon-Jones, 1986a ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Karez *et al.*, 1994 ; Amado Filho *et al.*, 1997a), tandis que la plupart des concentrations rapportées sont de l'ordre de un à quelques dizaines de microgrammes par gramme (tableau 8a), avec des valeurs parfois relativement élevées comprises entre 50 et 270 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Ho, 1990).

Chez les Phaeophycées, des concentrations similaires à celles présentées dans notre étude pour *Lobophora variegata* ont été obtenues chez la même espèce récoltée sur un site non contaminé, la Grande Barrière de Corail australienne (Denton & Burdon-Jones, 1986a), alors que des valeurs bien supérieures, soit 24,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$, ont été rapportées chez *Lobophora* sp. provenant des côtes de Townsville, en Australie (Burdon-Jones *et al.*, 1975). De même chez d'autres algues brunes tropicales, plusieurs auteurs ont rapporté des concentrations du même ordre de grandeur que les nôtres (Burdon-Jones *et al.*, 1975 ; Denton & Burdon-Jones, 1986a ; Karez *et al.*, 1994 ; Dolgushina *et al.*, 1995 ; Amado Filho *et al.*, 1997a ; Dulymamode *et al.*, 2001 ; Nassar *et al.*, 2003 notamment) ; cependant, des valeurs dépassant 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et atteignant 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ ont également été fréquemment mesurées chez des espèces appartenant au genre *Padina*, *Sargassum* et *Dictyota* notamment (tableau 8b). Les concentrations en cuivre mesurées dans les *L. variegata* étudiées sont donc également relativement faibles.

Fer

Parmi tous les métaux étudiés, le fer est l'élément montrant les concentrations les plus élevées chez les cinq espèces, avec des valeurs moyennes allant de 200 ± 33 à

8064 ± 67 µg.g⁻¹, cette dernière valeur étant mesurée chez les *Lobophora variegata* de la baie de Boulari. Les concentrations les plus basses ont été mesurées chez *Halimeda macroloba*, soit de 200 ± 33 à 437 ± 107 µg.g⁻¹; les plus élevées sont observées chez les *L. variegata* récoltées dans les baies de Boulari et de Dumbéa, avec des valeurs de 8064 ± 67 µg.g⁻¹ et 2267 ± 569 µg.g⁻¹ respectivement. Parmi les Chlorophycées, les *H. incrassata* récoltées dans la Grande Rade et les *Caulerpa sertularioides* montrent les plus fortes concentrations, qui s'échelonnent entre 736 ± 234 à 1044 ± 440 µg.g⁻¹.

Les concentrations en fer chez les espèces d'*Halimeda* citées dans la littérature sont relativement variables. Certains auteurs ont trouvé des valeurs relativement faibles, soit entre 19,0 et 45,4 µg.g⁻¹, chez plusieurs espèces (dont *H. incrassata*) provenant de sites non contaminés (Khristoforova & Bogdanova, 1980 ; Dolgushina *et al.*, 1995), tandis que des valeurs bien supérieures pouvant atteindre environ 1000 µg.g⁻¹ ont été enregistrées chez *H. opuntia* et *H. tuna* de différentes régions (Shiber & Shatila, 1979 ; Shiber, 1980 ; Wahbeh *et al.*, 1985 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Dolgushina *et al.*, 1995 ; Amado Filho *et al.*, 1997a). Des concentrations dépassant 1000 µg.g⁻¹ et atteignant 8878 µg.g⁻¹ telles que celles trouvées chez *H. tuna* le long des côtes du Liban (Shiber & Shatila, 1979 ; Shiber, 1980) semblent quant à elles relativement exceptionnelles. Bien que les concentrations en fer mesurées dans notre étude chez *H. incrassata* et dans une moindre mesure chez *H. macroloba* ne sont pas excessivement élevées, celles-ci témoignent donc néanmoins de la présence importante de fer sous forme dissoute dans les eaux côtières aux abords de Nouméa. Les résultats obtenus chez *Caulerpa taxifolia* et *C. sertularioides* que nous avons étudiées vont dans le même sens, les concentrations observées étant très nettement supérieures à celles rencontrées chez des Caulerpes provenant de milieux non contaminés (Khristoforova & Bogdanova, 1980 ; Serfor-Armah *et al.*, 2001) et comparables à celles obtenues chez *C. sertularioides* et *C. racemosa* provenant de sites contaminés (Agadi *et al.*, 1978 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Ganesan *et al.*, 1991), bien que des valeurs plus élevées (*i.e.* 1597 µg.g⁻¹ et 5106 µg.g⁻¹) aient déjà été enregistrées chez *C. peltata* et *C. racemosa* (Agadi *et al.*, 1978) ; Sivalingam, 1978). De telles concentrations relativement élevées ont également été rapportées chez d'autres Chlorophycées telles que *Ulva lactuca*, *Enteromorpha compressa*, *E. crinita*, *E. flexuosa* et *Chaetomorpha brychagona* prélevées dans les eaux très contaminées de Hong Kong (Wong *et al.*, 1979 ; Ho, 1987 ; Ho, 1990), ainsi que chez *Valonia fastigiata* et *Valoniopsis pachynema* de l'île de Penang en Malaisie (Sivalingam, 1978), chez lesquelles les concentrations étaient proches de 6000 µg.g⁻¹, voire supérieures.

Les concentrations trouvées chez les *Lobophora variegata* récoltées en baie de Sainte-Marie et en baie Maa sont également dans la gamme de valeurs généralement rapportées chez des algues brunes tropicales provenant de zones modérément contaminées (tableau 8b) et largement supérieures aux teneurs les plus faibles rencontrées dans des espèces issues de sites peu ou pas contaminés (Ramirez *et al.*, 1985 ; Dolgushina *et al.*, 1995 ; Robledo & Pelegrin, 1997). La concentration moyenne obtenue chez les *L. variegata* de la baie de Boulari figure quant à elle parmi les valeurs les plus élevées trouvées dans la littérature ; des concentrations similaires ou même supérieures ont également été enregistrées chez plusieurs espèces du genre *Padina* (Burdon-Jones *et al.*, 1982 ; Amado Filho *et al.*, 1997a ; Serfor-Armah *et al.*, 1999), chez *Colpomenia sinuosa* et *Dictyota bartayresii* provenant de l'île de Penang en Malaisie (Sivalingam, 1978), ainsi que chez *Sargassum sinicola* de la région subtropicale de Baja California, au Mexique (Sanchez-Rodriguez *et al.*, 2001), avec des valeurs exceptionnelles de 15 474 µg.g⁻¹ et 21 400 µg.g⁻¹ pour ces deux dernières espèces respectivement.

Manganèse

Les différences de concentrations entre les espèces sont relativement prononcées. Une fois de plus, les concentrations les plus basses, comprises entre $4,02 \pm 1,01 \mu\text{g.g}^{-1}$ et $4,76 \pm 1,21 \mu\text{g.g}^{-1}$, ont été mesurées chez *Halimeda macroloba* provenant des baies de Sainte-Marie, Dumbéa et Maa. Parmi les Chlorophycées, les concentrations les plus élevées sont observées chez *Caulerpa sertularioides* sur ses deux sites de récolte et les *C. taxifolia* prélevées en baie de Dumbéa, avec des valeurs s'étalant de $17,7 \pm 4,6$ à $23,7 \pm 5,0 \mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations obtenues chez l'algue brune *Lobophora variegata* varient quant à elles considérablement selon les sites et s'échelonnent entre $24,7 \pm 4,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ et $143 \pm 10 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Les concentrations trouvées dans les deux espèces d'*Halimeda* étudiées sont similaires à celles précédemment citées pour des *Halimeda* vivant dans des sites peu ou pas contaminés (Khristoforova & Bogdanova, 1980 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Dolgushina *et al.*, 1995 ; Amado Filho *et al.*, 1997a), excepté les spécimens prélevés dans la Grande Rade, dont les concentrations sont très légèrement supérieures. Celles-ci sont cependant très inférieures aux $71,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ trouvées chez des spécimens d'*H. tuna* des côtes grecques (Sawidis *et al.*, 2001) en zone tempérée. Les concentrations mesurées chez *Caulerpa taxifolia* dans notre étude sont clairement supérieures à celles précédemment obtenues chez la même espèce prélevée à l'extérieur des baies dans le lagon sud-ouest calédonien (Gnassia-Barelli *et al.*, 1995), mais inférieures à celles observées par ces mêmes auteurs sur des spécimens vivant en Méditerranée, ou bien le long des côtes du Ghana (Serfor-Armah *et al.*, 1999). De façon similaire, les teneurs moyennes trouvées chez nos spécimens de *Caulerpa sertularioides* sont proches des valeurs citées par Gutierrez *et al.* (1990) mais demeurent bien inférieures à celles enregistrées chez des *C. sertularioides* de Goa, en Inde (Zingde *et al.*, 1976 ; Agadi *et al.*, 1978), comprises entre 74,6 et $216 \mu\text{g.g}^{-1}$. Des concentrations supérieures ou égales à $50 \mu\text{g.g}^{-1}$ ont également été observées chez d'autres espèces telles que *C. racemosa* (Sivalingam, 1978 ; Guimaraes *et al.*, 1982 ; Kesava Rao & Indusekhar, 1986 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Ganesan *et al.*, 1991) ou *C. peltata* (Agadi *et al.*, 1978), pouvant atteindre 150 et $136 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivement. En outre, la majorité des études précédemment citées concernant ce métal chez d'autres Chlorophycées tropicales indique également des concentrations assez largement supérieures à celles obtenues lors de notre étude, avec des valeurs pouvant atteindre $1000 \mu\text{g.g}^{-1}$ et même bien davantage chez des espèces telles que *Enteromorpha clathrata*, *Ulva fasciata* ou encore *U. reticulata* (Agadi *et al.*, 1978). Ainsi, il apparaît clairement que les concentrations en manganèse mesurées chez nos quatre espèces de macroalgues vertes étudiées sont relativement modestes quels que soient les sites considérés.

De même que pour le fer, les concentrations en manganèse dans les Phaeophycées tropicales sont extrêmement variables (tableau 8b). Tout comme pour le cobalt, le chrome et le fer, aucune donnée relative au manganèse n'a été trouvée chez l'espèce *Lobophora variegata* dans la bibliographie ; cependant, les concentrations trouvées dans les frondes de cette espèce récoltées en baie de Sainte-Marie et en baie Maa sont du même ordre de grandeur ou légèrement supérieures aux plus basses valeurs rapportées chez d'autres espèces par différents auteurs (Agadi *et al.*, 1978 ; Wahbeh *et al.*, 1985 ; Ramirez *et al.*, 1985 ; Ramirez *et al.*, 1990 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Kureishy, 1991 ; Dolgushina *et al.*, 1995 ; Ganesan & Kannan, 1995 ; Amado Filho *et al.*, 1997a ; Engdahl *et al.*, 1998 ; Dulyamode *et al.*, 2001 ; Nassar *et al.*, 2003) et sont généralement inférieures à la plupart des valeurs rencontrées dans la littérature (tableau 8b). En revanche, les concentrations mesurées dans les spécimens récoltés en baies de Dumbéa et de Boulari semblent être relativement importantes mais demeurent cependant nettement inférieures aux valeurs les plus élevées rencontrées dans la littérature chez des espèces appartenant notamment aux genres *Padina*, *Sargassum* et *Dictyota* (Zingde *et al.*, 1976 ; Agadi *et al.*, 1978 ; Sivalingam, 1978 ; Burdon-Jones *et al.*, 1982 ;

Engdahl *et al.*, 1998 ; Ganesan *et al.*, 1991 ; Serfor-Armah *et al.*, 1999), qui sont généralement comprises entre 200 et 580 $\mu\text{g.g}^{-1}$ bien que des valeurs excédant 1000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ aient déjà été rapportées (Ganesan & Kannan, 1995 ; Serfor-Armah *et al.*, 1999).

Nickel

Les concentrations en nickel montrent également une forte variabilité entre espèces et entre sites. Les plus fortes valeurs sont une fois encore rencontrées chez *Lobophora variegata*, celles-ci allant de $4,54 \pm 1,22$ à 186 ± 2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la baie Maa et la baie de Boulari respectivement. Parmi les quatre Chlorophycées étudiées, les concentrations moyennes les plus basses - comprises entre $4,32 \pm 0,70$ et $7,05 \pm 1,93$ $\mu\text{g.g}^{-1}$ – sont observées chez toutes les populations d'*Halimeda macroloba* analysées à l'exception de celle de la Grande Rade, chez laquelle la valeur moyenne est plus élevée, soit $13,5 \pm 3,4$ $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les plus fortes concentrations chez les algues vertes ont quant à elles été trouvées chez *Halimeda incrassata* récoltées dans la Grande Rade ainsi que *Caulerpa sertularioides*, avec des valeurs s'échelonnant entre $23,8 \pm 4,6$ $\mu\text{g.g}^{-1}$ et $30,1 \pm 5,9$ $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations mesurées chez *C. sertularioides* sont en outre deux à trois fois supérieures à celles rencontrées chez *C. taxifolia* sur les mêmes deux sites.

Les concentrations en nickel trouvées chez ces cinq espèces sont relativement élevées par rapport à celles précédemment citées concernant des macroalgues tropicales. Chez les *Halimeda*, plusieurs auteurs ont trouvé des valeurs comprises entre 0,56 et 7,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *H. incrassata*, *H. micronesica* et *H. opuntia* récoltées dans des sites non contaminés (Dolgushina *et al.*, 1995 ; Amado Filho *et al.*, 1997b), tandis que des concentrations supérieures pouvant atteindre 83,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ n'ont été rapportées que chez l'espèce *H. tuna* dans différentes régions (Shiber & Shatila, 1979 ; Shiber, 1980 ; Dolgushina *et al.*, 1995 ; Sawidis *et al.*, 2001). Bien que loin d'être exceptionnelles, les concentrations mesurées chez les *Halimeda* de la Grande Rade sont donc assez élevées et révélatrices d'un milieu contaminé. Chez les Caulerpes, les valeurs rencontrées dans la littérature sont dans la plupart des cas comprises entre 0,27 et 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et n'excèdent que rarement 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ bien que des concentrations plus élevées aient parfois été rapportées, soit 17,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Caulerpa sertularioides* et 18,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *C. peltata* des côtes de Goa en Inde (Agadi *et al.*, 1978) ainsi que 18,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *C. taxifolia* des côtes du Ghana (Serfor-Armah *et al.*, 1999). Les concentrations mesurées chez *C. taxifolia* et bien plus encore chez *C. sertularioides* dans la présente étude apparaissent donc relativement élevées. En ce qui concerne les autres genres et espèces de Chlorophycées tropicales, les concentrations en nickel sont également généralement inférieures à ou proches de 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (tableau 8a) et seules quelques rares espèces ont révélé des valeurs similaires, voire supérieures à celles observées chez les *C. sertularioides* que nous avons étudiées (Agadi *et al.*, 1978 ; Serfor-Armah *et al.*, 1999).

De même que chez les Chlorophycées, les Phaeophycées tropicales montrent des concentrations en nickel généralement inférieures à 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et rares sont les valeurs excédant 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ telles que celles trouvées chez des espèces appartenant aux genres *Padina* et *Dictyota* (Stevenson & Ufret, 1966 ; Amado Filho *et al.*, 1997a ; Sanchez-Rodriguez *et al.*, 2001). Deux précédentes études ont présenté des concentrations proches de 1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez des *Lobophora variegata* de la Grande Barrière de Corail australienne et de 6,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez des *Lobophora* sp. prélevées dans les eaux contaminées de Townsville, en Australie ; cette dernière valeur est à peine supérieure à la concentration moyenne observée chez des *L. variegata* de la baie Maa et légèrement inférieure à celle mesurée chez des spécimens de la baie de Sainte-Marie. Les concentrations en nickel enregistrées dans les frondes provenant des deux sites sous influence terrigène, les baies de Dumbéa et de Boulari, apparaissent donc exceptionnellement élevées.

Zinc

Les concentrations en Zn chez les quatre Chlorophycées varient de $1,67 \pm 0,43 \mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Halimeda macroloba* à $17,2 \pm 6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Caulerpa sertularioides*. Parmi les cinq espèces étudiées, les concentrations les plus faibles sont rencontrées chez les deux espèces d'*Halimeda*, la valeur maximale pour ces deux espèces étant atteinte chez les *H. incrassata* provenant de la station D12 en Grande Rade, soit $5,64 \pm 1,11 \mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations chez les deux Caulerpes varient quant à elles de $6,2 \pm 0,9$ à $17,2 \pm 6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$, tandis que celles chez l'algue brune *Lobophora variegata* sont du même ordre de grandeur, soit de $9,4 \pm 0,5$ à $17,4 \pm 2,2 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Bien que supérieures à celles observées chez *H. opuntia* par Amado Filho *et al.* (1997), les concentrations trouvées lors de notre étude dans les deux espèces d'*Halimeda* sont inférieures à celles précédemment rapportées chez *H. incrassata* ainsi que chez plusieurs autres espèces du même genre prélevées dans des eaux non contaminées (Khristoforova & Bogdanova, 1980 ; Dolgushina *et al.*, 1995), et sont également très inférieures aux teneurs enregistrées chez *H. tuna* de différentes régions, comprises entre 14,6 et 152 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Shiber, 1980 ; Wahbeh *et al.*, 1985 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Sawidis *et al.*, 2001). Chez les Caulerpacées, les concentrations mesurées chez nos deux espèces sont légèrement supérieures à celles précédemment rapportées pour des espèces provenant de sites non contaminés et sont dans la même gamme de valeurs que celle généralement rencontrée dans la littérature, soit de moins de 1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ à 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ environ (tableau 8a). Seuls quelques auteurs ont en effet observé des concentrations dépassant largement ce seuil chez *Caulerpa racemosa*, *C. sertularioides* et *C. taxifolia* (Sivalingam, 1978 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Ganesan *et al.*, 1991 ; Gnassia-Barelli *et al.*, 1995 ; Augier *et al.*, 1999). Bien au contraire, de nombreuses études ont montré des concentrations supérieures à 20 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez d'autres Chlorophycées tropicales (tableau 8a) et excédant même 100 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez des espèces appartenant aux genres *Chaetomorpha*, *Enteromorpha* et *Ulva* par exemple (Sivalingam, 1978 ; Ho, 1987 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Tabudravu *et al.*, 2002). Les concentrations en zinc mesurées chez les quatre espèces de Chlorophycées étudiées semblent donc relativement faibles et caractéristiques de milieux peu ou pas contaminés par ce métal.

En ce qui concerne les Phaeophycées, les concentrations trouvées chez *Lobophora variegata* dans notre étude sont supérieures à celles obtenues chez la même espèce récoltée sur un site non contaminé (Denton & Burdon-Jones, 1986a) mais sont relativement faibles comparées à celles mesurées chez des *Lobophora* sp. provenant des eaux contaminées des côtes de Townsville, en Australie (Burdon-Jones *et al.*, 1975), atteignant 213 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les comparaisons avec les données citées pour d'autres algues brunes tropicales confirment que les concentrations en zinc chez *L. variegata* provenant des différents sites sélectionnés pour notre étude sont relativement basses. De même que chez les Chlorophycées, des valeurs très supérieures à celles que nous avons obtenues chez *L. variegata* et proches de ou même excédant 100 $\mu\text{g.g}^{-1}$ ont été précédemment rapportées par plusieurs auteurs chez des algues brunes tropicales appartenant aux genres *Padina*, *Sargassum* ou *Dictyota* et d'autres encore (Burdon-Jones *et al.*, 1975 ; Sivalingam, 1978 ; Agadi *et al.*, 1978 ; Lacerda *et al.*, 1985 ; Gutierrez *et al.*, 1990 ; Ganesan *et al.*, 1991 ; Karez *et al.*, 1994 ; Amado Filho *et al.*, 1999 ; Dulymamode *et al.*, 2001).

Tableau 7. : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec \pm écart-type) mesurées dans les cinq espèces de macroalgues étudiées, récoltées dans différents sites.

Espèces / sites	Stations	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
<i>Lobophora variegata</i>								
Maa	M26	1.48 \pm 0.32	2.60 \pm 0.68	2.60 \pm 0.51	527 \pm 138	26.6 \pm 4.8	4.54 \pm 1.22	12.0 \pm 2.4
Sainte-Marie	N19	1.79 \pm 0.32	4.78 \pm 1.16	0.71 \pm 0.09	470 \pm 114	24.7 \pm 4.4	8.9 \pm 2.1	9.4 \pm 0.5
Dumbéa	D47	5.89 \pm 0.87	26.3 \pm 6.0	0.90 \pm 0.11	2267 \pm 569	123 \pm 16	55 \pm 11.5	10.7 \pm 2.0
Boulari	B31	16.9 \pm 1.1	115 \pm 1.5	1.58 \pm 0.05	8064 \pm 67	143 \pm 10	186 \pm 2	17.4 \pm 2.2
<i>Halimeda incrassata</i>								
Sainte-Marie	N27	0.31 \pm 0.15	7.37 \pm 2.21	<0,1	674 \pm 220	7.7 \pm 2.1	11.3 \pm 3.8	2.79 \pm 0.75
Grande Rade	D12	0.88 \pm 0.26	8.14 \pm 1.50	<0,1	826 \pm 160	13.0 \pm 2.5	27.5 \pm 6.4	5.64 \pm 1.11
Grande Rade	D22	0.68 \pm 0.18	8.59 \pm 1.92	<0,1	845 \pm 166	11.5 \pm 1.4	23.8 \pm 4.6	4.53 \pm 0.61
Dumbéa	D43	0.20 \pm 0.07	4.91 \pm 0.84	<0,1	451 \pm 81	6.9 \pm 1.8	10.3 \pm 1.7	2.25 \pm 0.71
<i>Halimeda maculosa</i>								
Maa	M23	<0,10	4.25 \pm 2.12	<0,1	403 \pm 102	4.51 \pm 0.96	5.78 \pm 2.08	3.89 \pm 0.65
Sainte-Marie	N08	<0,10	2.55 \pm 0.34	<0,1	200 \pm 33	4.02 \pm 1.01	4.32 \pm 0.70	1.67 \pm 0.43
Sainte-Marie	N27	<0,10	3.87 \pm 1.58	<0,1	306 \pm 142	4.27 \pm 1.17	5.74 \pm 2.96	2.21 \pm 0.51
Grande Rade	D20	0.41 \pm 0.25	3.87 \pm 0.83	<0,1	437 \pm 107	9.07 \pm 4.31	13.5 \pm 3.4	3.67 \pm 0.84
Dumbea	D43	<0,10	3.28 \pm 0.97	<0,1	288 \pm 77	4.76 \pm 1.21	7.05 \pm 1.93	1.86 \pm 0.33
<i>Caulerpa taxifolia</i>								
Sainte-Marie	N08	0.80 \pm 0.20	4.88 \pm 1.60	0.99 \pm 0.30	513 \pm 164	13.9 \pm 3.0	10.8 \pm 2.7	6.2 \pm 0.9
Sainte-Marie	N27	0.67 \pm 0.27	5.72 \pm 1.84	1.27 \pm 0.30	590 \pm 254	10.0 \pm 3.4	12.9 \pm 3.7	10.2 \pm 2.8
Dumbéa	D43	0.73 \pm 0.26	4.90 \pm 1.59	0.99 \pm 0.27	632 \pm 299	19.6 \pm 6.3	15.1 \pm 4.2	15.6 \pm 3.9
<i>Caulerpa sertularioides</i>								
Sainte-Marie	N27	1.75 \pm 0.43	11.2 \pm 4.9	1.73 \pm 0.50	1044 \pm 440	17.7 \pm 4.6	29.5 \pm 10.0	13.8 \pm 5.3
Dumbéa	D43	1.46 \pm 0.30	7.4 \pm 2.8	1.15 \pm 0.31	736 \pm 234	23.7 \pm 5.0	30.1 \pm 5.9	17.2 \pm 6.0

Tableau 8a : synthèse bibliographique des concentrations en certains métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) précédemment rapportées chez les Chlorophycées tropicales ou subtropicales.

Espèces	Localisation	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	References
<i>Halimeda discoidea</i>	Iles Salomon	-	-	3.01	45.4	6.94	-	10.88	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>H. incrassata</i>	Iles Seychelles	<1	<1.2	<0.6	19.0	6.28	<1.2	7.29	Dolgushina et al. 1995
<i>H. micronesica</i>	Iles Cook	-	-	2.97-3.20	25.1-26.0	7.14-7.43	-	6.65-6.93	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>H. micronesica</i>	Iles Seychelles	<1	<1.2	<0.6-3.20	21.2-26.0	5.15-7.43	<1.2	6.65-10.1	Dolgushina et al., 1995
<i>H. opuntia</i>	Abrolho, Brésil	0.21-0.60	5.14-13.1	0.10-0.35	42-648	7.00-10.74	0.56-7.34	0.39-1.29	Amado Filho et al. 1997a
<i>H. simulans</i>	Iles Salomon	-	-	3.20	41.6	6.90	-	9.85	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>H. taenicola</i>	Iles Cook	-	-	2.86	27.6	6.43	-	5.95	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>H. tuna</i>	Vénézuéla	-	-	0.77	235	0.00	-	52.3	Gutierrez et al. 1990
<i>H. tuna</i>	Méditerranée, Liban	-	<1.1-25.4	11.3-110	216-8878	-	6.6-83.4	27.2-152	Shiber, 1980; Shiber & Shatila, 1979
<i>H. tuna</i>	Mer Aégée, Grèce	-	-	4.5	-	71.3	21.9	14.6	Sawidis et al., 2001
<i>H. tuna</i>	Aqaba, Mer Rouge	-	-	55.3	926	12.8	-	83.6	Wahbeh et al. 1985
<i>H. tuna</i>	Iles Seychelles	-	-	32.1	476	-	42.0	-	Dolgushina et al., 1995
<i>Caulerpa brachypus</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.6-2.8	-	-	0.80-1.4	3.2-8.9	Denton & Burdon-Jones 1986a
<i>C. cupressoides</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.6-1.8	-	-	0.84-1.2	0.92-2.2	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. lentillifera</i>	Mer Rouge, Arabie Saoud.	0.28	-	-	-	-	0.43	-	Al-Amoudi & El-Naggar, 1987
<i>C. lentillifera</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.8-3.2	-	-	2.1	2.1-8.6	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. peltata</i>	Goa, Inde	9.63	-	12.6	1597	136	18.3	18.2	Agadi et al., 1978
<i>C. peltata</i>	Iles Salomon	-	-	2.22	72.7	7.64	-	8.87	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>C. prolifera</i> , frondes	Méditerranée, France	-	-	1.9	91	9.8	-	21	Gnassia-Barelli et al. 1995
<i>C. prolifera</i> , stolons	Méditerranée, France	-	-	4.6	471	31.7	-	19	Gnassia-Barelli et al., 1995
<i>C. racemosa</i> var <i>macrophysa</i>	Vénézuéla	-	-	2.45-5.25	80.3-446.4	15.9-98.0	-	84.3-146.3	Gutierrez et al., 1990
<i>C. racemosa</i> var <i>peltata</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.4-2.6	-	-	0.88-1.9	0.27-7.9	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. racemosa</i> var <i>clavifera</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.1-2.6	-	-	0.99-1.6	1.6-10.0	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. racemosa</i>	Yucatan, Mexique	-	3.15	5.35	405	-	-	2.96	Robledo & Pelegrin, 1997
<i>C. racemosa</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.9-2.1	-	-	0.82-2.6	3.1-5.1	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. racemosa</i>	Abrolhos, Brésil	0.79-1.11	12.9-18.5	1.11-2.71	560-717	11.0-18.5	7.52-10.31	7.57-9.11	Amado Filho et al., 1997
<i>C. racemosa</i>	Baía da Ribeira, Brésil	4.6	7.9	5.2	-	50.6	5.1	21.3	Guimaraes et al., 1982
<i>C. racemosa</i>	Mer Rouge, Arabie Saoud.	0.34	-	-	-	-	0.87	-	Al-Amoudi & El-Naggar, 1987
<i>C. racemosa</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	54.8	6.85	5106	137.1	-	72.0	Sivalingam, 1978
<i>C. racemosa</i>	Iles Cook	-	-	1.95	15.15	4.63	-	9.02	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>C. racemosa</i>	Golfe de Mannar, Inde	-	-	28.0	636	150.5	-	45.5	Ganesan et al., 1991
<i>C. racemosa</i>	Mer Arabique, India	0.69-1.06	-	5.99-12.81	-	25.4-53.0	2.76-4.56	19.4-22.9	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>C. serrulata</i>	Mer Rouge, Arabie Saoud.	0.30	-	-	-	-	1.0	-	Al-Amoudi & El-Naggar, 1987

Tableau 8a (suite)

Espèces	Localisation	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	References
<i>C. serrulata</i>	Mer Rouge, Arabie Saoud.	0.30	-	-	-	-	1.0	-	Al-Amoudi & El-Naggar, 1987
<i>C. serrulata</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.0-2.4	-	-	0.78-2.4	4.1-5.2	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. sertularioides</i>	Vénézuela	-	-	2.64-12.90	594-1147	3.86-39.8	-	82.8-258.8	Gutierrez et al., 1990
<i>C. sertularioides</i>	Goa, Inde	4.35	-	5.03	588	74.6	17.0	11.1	Agadi et al., 1978
<i>C. sertularioides</i>	Goa, Inde	-	-	3.2-12.6	-	115-216	-	6.4-18.5	Zingde et al., 1976
<i>C. taxifolia</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	<DL	43.6	18.6	16.8	Serfor-Armah et al., 1999
<i>C. taxifolia</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.8	-	-	1.8	17.0	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. taxifolia</i> , frondes	Nouvelle-Calédonie	-	-	1.2	305	3.7	-	59	Gnassia-Barelli et al., 1995
<i>C. taxifolia</i> , stolons	Nouvelle-Calédonie	-	-	0.6	694	7.6	-	21	Gnassia-Barelli et al., 1995
<i>C. taxifolia</i> , frondes	Méditerranée, France	-	-	2.0-4.8	102-328	15.1-126.9	-	10-27	Gnassia-Barelli et al., 1995
<i>C. taxifolia</i> , stolons	Méditerranée, France	-	-	2.6-5.6	311-429	18.1-86.1	-	10-31	Gnassia-Barelli et al., 1995
<i>C. taxifolia</i> , frondes	Méditerranée, France	-	-	1.58-58.8	-	-	0.34-14.78	2.68-80.4	Augier et al., 1999
<i>C. taxifolia</i> , stolons	Méditerranée, France	-	-	1.73-55.8	-	-	0.27-9.32	3.35-31.64	Augier et al., 1999
<i>C. urvilliana</i>	Iles Cook	-	-	1.24-2.25	19.4-54.5	7.25-9.45	-	3.7-9.0	Khristoforova & Bogdanova, 1980
<i>Chaetomorpha antennina</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	<DL	22.5	31.8	44.5	Serfor-Armah et al., 1999
<i>C. antennina</i>	Golfe de Mannar, Inde	-	-	29.0	331	87.0	-	50.5	Ganesan et al., 1991
<i>C. antennina</i>	Tamil Nadu, Inde	-	-	33.5-41.5	269-755	54.0-89.0	-	48.0-95.0	Rajendran et al., 1993
<i>C. antennina</i>	Hong Kong	-	-	6.9-16.6	480-1840	16-51	4.4-8.2	22-177	Ho, 1987
<i>C. antennina</i>	Mer Arabique, Inde	0.79-0.88	-	5.93-14.22	-	20.0-35.4	1.20-1.43	15.9-27.0	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>Chaetomorpha brychagona</i>	Hong Kong	-	-	-	114-10346	57-512	-	19-32	Wong et al., 1979
<i>Chaetomorpha linum</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	4750	86.7	15.2	22.55	Serfor-Armah et al., 1999
<i>Enteromorpha clathrata</i>	Goa, Inde	15.2	-	30.2	1293	2686	34.6	11.6	Agadi et al., 1978
<i>E. compressa</i>	Tamil Nadu, Inde	-	-	43.0-45.5	597-703	52-56	-	55.0-95.5	Rajendran et al., 1993
<i>E. compressa</i>	Golfe de Mannar, Inde	-	-	26.5	1110	183.5	-	57.5	Ganesan et al., 1991
<i>E. compressa</i>	Hong Kong	-	-	8.0-51.8	1074-6184	18-264	4.2-22.2	17-86	Ho, 1987
<i>E. crinita</i>	Hong Kong	-	-	-	143-6772	4-226	-	13-18	Wong et al., 1979
<i>E. flexuosa</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	<DL	34.5	15.45	17.65	Serfor-Armah et al., 1999
<i>E. flexuosa</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	58.8	26.1	7117	127.3	-	104	Sivalingam, 1978
<i>E. flexuosa</i>	Fidji	-	-	4-32	-	-	-	12-178	Tabudravu et al., 2002
<i>E. flexuosa</i>	Hong Kong	-	-	7.9-271	999-7476	74-244	5.2-18.5	28-310	Ho, 1987
<i>E. intestinalis</i>	Port de Mazatlan, Mexique	1.08	3.8	8.86	4.03	114	-	100	Szefer et al. 1998
<i>E. intestinalis</i>	Mer Arabique, Inde	0.35-0.60	-	5.82-13.79	-	27.2-40.2	0.86-1.49	20.9-32.3	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>E. linza</i>	Hong Kong	-	-	11.0-12.5	104-114	13-14	5.6-6.5	33	Ho, 1987
<i>Ulva fasciata</i>	Mer Arabique, Inde	0.50-0.89	-	6.12-16.07	-	8.09-12.78	0.61-1.00	18.0-22.1	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>U. fasciata</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	2331	30.8	17.80	15.90	Serfor-Armah et al., 1999
<i>U. fasciata</i>	Vénézuela	-	-	0.58-6.82	144-511	0.18-5.90	-	57.9-178.2	Gutierrez et al. 1990
<i>U. fasciata</i>	Conceição de Jacarei, Brésil	1.6-6.0	1.0-8.7	2.0-10.2	-	-	-	4.7-80.2	Lacerda et al. 1985

Tableau 8a (suite)

Espèces	Localisation	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	References
<i>U. fasciata</i>	Baie Sepetiba, Brésil	-	1.1	4.0	-	-	-	42.7	Karez et al. 1994
<i>U. fasciata</i>	Goa, Inde	6.1-8.6	-	6.7-7.3	353-722	111-1076	7.0-9.6	2.79-23.8	Agadi et al., 1978
<i>U. fasciata</i>	Goa, Inde	-	-	6.8-12.4	-	37-203	-	17.8-25.2	Zingde et al., 1976
<i>Ulva lactuca</i>	Golfe de Mannar, India	-	-	25.5	169	50.5	-	39.5	Ganesan et al., 1991
<i>U. lactuca</i>	Hong Kong	-	-	8-69	90-11710	11-700	6-27	15-102	Ho, 1990
<i>U. lactuca</i>	Port de Mazatlan, Mexique	0.52	3.22	6.84	670	58	-	8.76	Szefer et al., 1998
<i>U. lactuca</i>	La Havane, Cuba	-	-	6.2-11.1	125-176	6.7-9.0	-	10.2-19.9	Ramirez et al. 1990
<i>Ulva perforata</i>	Vénézuéla	-	-	5.70-6.06	33.8-614	5.73-18.8	-	21.8-187	Gutierrez et al., 1990
<i>Ulva reticulata</i>	Golfe de Mannar, Inde	-	-	28.5	282	35.0	-	39.0	Ganesan et al., 1991
<i>Ulva reticulata</i>	Goa, Inde	10.6	-	13.9	1169	1721	39.1	8.89	Agadi et al., 1978
<i>Ulva reticulata</i>	Singapour	2.25-3.30	1.79-3.95	5.26-12.4	160-269	11.3-79.1	4.35-7.77	19.9-43.9	Bok and Keong, 1976
<i>Cladophora fascicularis</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	33.3	7.40	4735	92.5	-	38.9	Sivalingam, 1978
<i>C. fascicularis</i>	Mer Arabique, Inde	0.62-1.00	-	7.78-18.92	-	50.8-120.1	1.49-2.98	20.6-35.9	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>Cladophora fuliginosa</i>	Cuba	1.3	-	5.8	1037	37	11	24	Ramirez et al., 1985
<i>Cladophoropsis membranacea</i>	La Havane, Cuba	-	-	5.6-20.4	234-1558	11.9-45.9	-	15.4-49.0	Ramirez et al., 1990
<i>C. membranacea</i>	Cuba	0.38	-	5.6	2080	29	12	41	Ramirez et al., 1985
<i>Chlorodesmis fastigiata</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.4-2.4	-	-	0.41-1.7	1.3-12.1	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Codium decorticatum</i>	Baie de Sepetiba, Brésil	-	1.9	2.4	-	-	-	39.2	Karez et al., 1994
<i>Codium elongatum</i>	Goa, Inde	8.84	-	3.82	681	72.4	17.7	12.0	Agadi et al., 1978
<i>Codium spongiosum</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.6-1.8	-	-	0.54	0.40-0.83	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Codium isthmocladum</i>	Yucatan, Mexique	-	2.47	3.74	128	-	-	<DL	Robledo & Pelegrin, 1997)
<i>Dictyosphaeria versluisii</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.8-2.9	-	-	1.0-1.5	2.5-6.7	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>D. versluisii</i>	Townsville, Australie	-	-	2.9	-	-	0.8	8.9	Burdon-Jones et al., 1975
<i>Rhizoclonium riparium</i>	Hong Kong	-	-	7.2-8.0	2661-2846	80-87	4.1	114-137	Ho, 1987
<i>Udotea flabellum</i>	Vénézuéla	-	-	2.72	1244	13.34	-	23.39	Gutierrez et al., 1990
<i>Valonia fastigiata</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	Trace	16.7	5821	125.2	-	48.0	Sivalingam, 1978
<i>Valonia ocellata</i>	Cuba	0.61	-	2.8	645	18	7.1	8.1	Ramirez et al., 1985
<i>Valoniopsis pachynema</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	Trace	Trace	6488	123.6	-	64.9	Sivalingam, 1978
<i>V. pachynema</i>	Mer Arabique, Inde	1.40-1.73	-	20.8-32.4	-	53.8-103.3	1.20-1.71	20.0-27.4	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>Bryopsis plumosa</i>	Mer Arabique, Inde	2.00-2.97	-	17.9-30.5	-	45.0-84.8	1.97-2.57	15.6-23.2	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>Penicilus capitatus</i>	Abrolhos, Brésil	0.29-0.50	3.92-9.96	0.40-0.67	290-926	16.1-21.7	1.24-1.44	3.52-4.10	Amado Filho et al., 1997
<i>Tydemania expeditionis</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.7-2.0	-	-	1.5	3.8-6.3	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Pencillus nodulosus</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.9	-	-	1.6	2.4	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Anadyomene brownii</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	3.8	-	-	1.7	9.6	Denton & Burdon-Jones, 1986a

Tableau 8b : synthèse bibliographique des concentrations en certains métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) précédemment rapportées chez les Phaeophycées tropicales ou subtropicales.

Phaeophyta	Location	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	References
<i>Lobophora variegata</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	0.74-2.2	-	-	0.85-1.5	2.6-5.5	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Lobophora</i> sp	Townsville, Australie	-	-	24.1	-	-	6.3	213	Burdon-Jones et al., 1975
<i>Padina australis</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.0-3.0	-	-	1.0-1.4	3.8-9.5	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>P. boergesenii</i>	Canal de Zanzibar, Tanzanie	-	0.67-8.81	2.0-16.2	87-4050	22.6-461	3.24-9.37	2.91-47.1	Engdahl et al., 1998
<i>P. boergesenii</i>	Ile Maurice	-	0.3-1.5	0.2-1.8	67-518	25-107	<1.0	11.1-108	Dulymamode et al. 2001
<i>P. boryana</i>	Iles Seychelles	1.27	<1.2	2.74	63.6	21.5	1.95	15.0	Dolgushina et al., 1995
<i>P. commersonii</i>	Singapour	2.45-3.55	3.21-5.90	4.04-6.35	142-185	59.0-70.6	4.37-5.87	23.8-42.8	Bok & Keong, 1976
<i>P. durvilliae</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	9561	291	3.04	31.9	Serfor-Armah et al., 1999
<i>P. durvillaei</i>	Baie Loreto, Mexique	0.86-2.08	2.55-4.63	-	300-7200	-	30-40	36-81	Sanchez-Rodriguez et al. 2001
<i>P. gymnospora</i>	Punta Higuero, Porto Rico	-	-	-	4100	99	27	-	Stevenson and Ufret, 1966
<i>P. gymnospora</i>	Yucatan, Mexique	-	7.61	6.97	2.93	-	-	8.52	Robledo & Pelegrin, 1997
<i>P. gymnospora</i>	Porto Rico	-	-	-	-	-	23.0-32.0	-	Stevenson & Ufret, 1966
<i>P. gymnospora</i>	Golfe de Mannar, India	-	-	26.0	1120	214	-	73.0	Ganesan et al., 1991
<i>P. gymnospora</i>	Tuticorin, Inde	-	-	-	505-3210	20-1077	-	-	Ganesan & Kannan, 1995
<i>P. gymnospora</i>	Baie de Sepetiba, Brazil	-	3.3	3.2	-	-	-	307-101-899	Karez et al., 1994 Amado Filho et al., 1999
<i>P. gymnospora</i>	Baie d'Espírito Santo, Brésil	-	4.16	2.43	4430	28	4.45	66	Nassar et al., 2003
<i>P. pavonica</i>	Aqaba, Mer Rouge	-	-	41.6	955	15.5	-	92.7	Wahbeh et al. 1985
<i>P. sanctae-crucis</i>	Abrolhos, Brésil	1.07-1.60	16.5-37.2	1.25-1.92	940-7973	68.0-83.0	11.1-23.1	3.24-7.26	Amado Filho et al., 1997
<i>P. tenuis</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	25.6	5.69	3328	284	-	45.5	Sivalingam, 1978
<i>P. tenuis</i>	Townsville, Australie	<0.5-2.6	1.4-10.0	1.4-5.1	355-4037	37.8-496	0.7-8.4	3.7-30.0	Burdon-Jones et al. 1982
<i>P. tetrastromatica</i>	Golfe de Mannar, Inde	-	-	18.5	765	149	-	54.0	Ganesan et al., 1991
<i>P. tetrastromatica</i>	Goa, Inde	4.35-8.58	-	3.17-7.86	388-1005	206-531	8.0-18.3	4.5-11.7	Agadi et al., 1978
<i>P. tetrastromatica</i>	Goa, Inde	-	-	8.7-20.1	-	233-456	-	20.2-31.5	Zingde et al., 1976
<i>P. tetrastromatica</i>	Mer Arabique, Inde	0.89-1.07	-	7.14-12.07	-	32.2-97.5	1.46-2.22	22.5-54.8	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>P. tetrastromatica</i>	Townsville, Australie	0.5-3.2	1.6-9.9	2.0-11.1	606-8055	61.8-554	0.7-5.6	5.5-166	Burdon-Jones et al., 1982
<i>P. tetrastromatica</i>	Townsville, Australie	-	-	3.1	-	-	2.7	440	Burdon-Jones et al., 1975
<i>P. vickersiae</i>	Cuba	0.86	-	5.8	538	48	10	27	Ramirez et al., 1985
<i>P. vickersiae</i>	La Havane, Cuba	-	-	12.3-22.3	326-1159	38.4-144	-	10.0-92.0	Ramirez et al., 1990
<i>Padina</i> sp	Mer Arabique, Inde	1.18	-	9.03	-	125	2.50	39.2	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>Padina</i> sp	Vénézuéla	-	-	1.47-17.75	448-2028	28.1-125	-	138-380	Gutierrez et al., 1990
<i>Sargassum binderi</i>	Qatar	0.2-0.7	-	0.8-7.7	1.6-62.3	5.3-9.9	1.7-2.5	1.5-11.8	Kureishy, 1991
<i>S. boveanum</i>	Qatar	0.5-1.3	-	2.2-3.7	<DL-68.0	3.9-59.6	0.9-2.5	<DL-4.7	Kureishy, 1991
<i>S. crassifolium</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	1.4	-	-	1.5	1.7	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>S. cymosum</i>	Baia Da Ribeira, Brésil	3.7	2.2	3.7	-	95.8	4.8	18.0	Guimaraes et al., 1982)
<i>S. cymosum</i>	Vénézuéla	-	-	5.63	259	23.5	-	53.9	Gutierrez et al., 1990
<i>S. dentifolium</i>	Aqaba, Mer Rouge	-	-	42.1	666	11.3	-	41.8	Wahbeh et al., 1985

Tableau 8b (suite)

Phaeophyta	Location	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	References
<i>S. filipendula</i>	Yucatan, Mexique	-	8.22	5.83	129	-	-	2.41	Robledo & Pelegrin, 1997
<i>S. filipendula</i>	Conceição de Jacarei, Brésil	2.4-6.0	1.2-8.0	1.5-7.2	-	-	-	8.7-83.7	Lacerda et al., 1985
<i>S. grevillei</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	20.6	5.15	348	90.2	-	15.5	Sivalingam, 1978
<i>S. heteromorphum</i>	Qatar	0.3-1.7	-	3.2-4.5	12.8-66.4	5.4-13.7	1.2-4.1	3.1-11.4	Kureishy, 1991
<i>S. johnstonii</i>	Golfe de Mannar, Inde	-	-	28.5	466	110	-	38.5	Ganesan et al., 1991
<i>S. johnstonii</i>	Mer Arabique, Inde	1.20	-	10.31	-	70.1	3.87	26.8	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>S. polyceratium</i>	Vénézuéla	-	-	3.64-12.85	177-368	31.2-40.9	-	9.31-177.2	Gutierrez et al., 1990
<i>S. oligocystum</i>	Iles Seychelles	<1.0	<1.2	2.74	35.45	16.3	2.06	14.6	Dolgushina et al., 1995
<i>S. sinicola</i>	Baie de Loreto, Mexique	1.02-7.19	2.63-36.2	-	470-21400	-	-	26-75	Sanchez-Rodriguez et al., 2001
<i>S. stenophyllum</i>	Baie de Sepetiba, Brésil	-	2.2	2.5	-	-	-	108	Karez et al., 1994
		-	-	-	-	-	-	76-580	Amado Filho et al., 1999
<i>S. swartzii</i>	Mer Arabique, Inde	0.80-1.23	-	8.93-9.78	-	53.0-78.0	1.98-4.00	23.6-30.8	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>S. tenerrimum</i>	Mer Arabique, Inde	1.07-1.28	-	8.53-15.26	-	41.9-67.4	2.87-4.00	25.5-34.7	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>S. tenerrimum</i>	Goa, Inde	1.32-7.92	-	4.5-15.5	130-472	42.7-141	3.5-8.7	5.4-38.5	Agadi et al., 1978
<i>S. tenerrimum</i>	Goa, Inde	-	-	10.3-27.5	-	270-586	-	35.7-60.2	Zingde et al., 1976
<i>S. tenerrimum</i>	Tarapur, Inde	5-8	1.3-8.3	7-13.5	630-2200	35-65	6-10	14-29	Patel et al., 1980
<i>S. vulgare</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	2086	51.4	15.05	15.7	Serfor-Armah et al., 1999
<i>S. vulgare</i>	Cuba	0.82	-	0.62	97	11	18	13	Ramirez et al., 1985
<i>S. vulgare</i>	Méditerranée, Liban	-	<DL-11.8	3.8-33.8	143-595	-	<DL-18.8	18.8-126	Shiber, 1980
<i>S. wightii</i>	Golfe de Mannar, India	-	-	25.5	507	90.0	-	99.0	Ganesan et al., 1991
<i>Sargassum</i> sp.	Singapour	3.34-3.69	1.55-1.99	5.41-6.30	147-172	64.0-72.6	4.45-5.11	43.9	Bok & Keong, 1976
<i>Sargassum</i> sp.	Grande Barrière de Corail	-	-	1.9-2.4	-	-	1.1-3.6	3.2-8.1	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Sargassum</i> sp.	Abrolhos, Brésil	0.63-1.64	1.27-7.96	0.36-1.01	267-1202	14.3-28.2	2.00-5.84	2.80-5.42	Amado Filho et al., 1997
<i>Dictyota bartayresii</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	Traces	49.7	15474	249	-	210	Sivalingam, 1978
<i>D. cervicornis</i>	Vénézuéla	-	-	4.17	835	36.5	-	93.6	Gutierrez et al., 1990
<i>D. cervicornis</i>	Baia Da Ribeira, Brésil	4.3	3.9	4.2	-	70.3	4.9	25.9	Guimaraes et al., 1982
<i>D. cervicornis</i>	Abrolhos, Brésil	0.82-1.75	2.87-12.8	1.82-2.03	376-2084	16.8-28.6	3.59-7.03	9.9-11.3	Amado Filho et al., 1997
<i>D. dichotoma</i>	Mer Arabique, Inde	0.93-1.20	-	12.9-18.6	-	48.1-70.5	3.49-4.10	22.0-27.4	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>D. dichotoma</i>	Golfe de Mannar, India	-	-	28.5	136	81.5	-	42.5	Ganesan et al., 1991
<i>D. divaricata</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	3.0	-	-	2.0	12.4	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>D. dumosa</i>	Goa, Inde	-	-	12.9	-	560	-	37.9	Zingde et al., 1976
<i>D. mertensii</i>	Abrolhos, Brésil	0.21-0.55	1.18-4.60	1.76-3.70	448-648	8.6-20.4	10.2-27.5	3.66-12.29	Amado Filho et al., 1997
<i>D. pardalis</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.4	-	-	2.5	3.9	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>D. volubilis</i>	Townsville, Australie	-	-	6.9	-	-	5.7	18.8	Burden-Jones et al., 1975
<i>Dictyota</i> sp.	Goa, Inde	2.64-9.24	-	5.84-13.0	583-785	95-153	8.0-11.7	7.4-18.2	Agadi et al., 1978
<i>Turbinaria ornata</i>	Iles Seychelles	<1.0	<1.2	2.25	18.7	3.69	2.69	10.7	Dolgushina et al., 1995
<i>T. ornata</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	0.77-1.5	-	-	0.61-1.3	0.87-3.6	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>T. tricostata</i>	Cuba	0.27	-	0.76	61	3.1	6.4	17	Ramirez et al., 1985
<i>T. tricostata</i>	La Havane, Cuba	-	-	5.0-5.6	18.9-26.0	2.4-2.8	-	8.4-11.7	Ramirez et al., 1990
<i>Dictyopteris australis</i>	Goa, Inde	1.32-3.03	-	8.4-9.7	493-686	33-132	5.3-11.3	21.3-57.4	Agadi et al., 1978

Tableau 8b (suite)

Phaeophyta	Location	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	References
<i>D. plagiogramma</i>	Conceição de Jacarei, Brésil	3.0-9.2	3.4-25.7	2.2-21.6	-	-	-	29.0-145	Lacerda et al., 1985
<i>Spatoglossum schroederi</i>	Baie de Sepetiba, Brésil	-	6.5	4.7	-	-	-	106	Karez et al., 1994
<i>S. asperum</i>	Mer Arabique, Inde	0.85-1.06	-	6.40-12.25	-	28.9-45.4	1.58-2.16	15.6-23.8	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>S. asperum</i>	Goa, Inde	1.98	-	5.54	130	25.1	0.50	24.6	Agadi et al., 1978
<i>Stypodium zonale</i>	Abrolhos, Brésil	0.21-0.37	4.13-10.25	0.92-3.05	110-339	2.79-3.77	1.14-10.83	3.40-6.92	Amado Filho et al., 1997
<i>Stoehospermum marginatum</i>	Goa, Inde	5.94	-	33.6	868	84.6	15.3	204	Agadi et al., 1978
<i>Colpomenia sinuosa</i>	Goa, Inde	10.56	-	21.1	1796	258	23.0	21.5	Agadi et al., 1978
<i>C. sinuosa</i>	Ile de Penang, Malaisie	-	9.01	4.50	8445	101.3	-	27.0	Sivalingam, 1978
<i>C. sinuosa</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.5	-	-	0.64	6.3	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>C. sinuosa</i>	Hong Kong	-	-	7.9-12.9	1728-5497	52-136	7.4-14.3	26-52	Ho, 1987
<i>C. sinuosa</i>	Townsville, Australie	-	-	3.0	-	-	0.9	9.5	Burden-Jones et al., 1975
<i>Cystoseira indica</i>	Mer Arabique, Inde	0.50-1.13	-	5.75-15.99	-	34.3-49.5	1.4-2.7	18.7-24.1	Kesava Rao & Indusekhar, 1986
<i>C. trinodis</i>	Townsville, Australie	-	-	2.8	-	-	0.9	11.6	Burden-Jones et al., 1975
<i>C. trinodis</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.0	-	-	1.1	5.5	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Hydroclathrus clathratus</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.2-4.1	-	-	1.8-4.8	5.4-10.3	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Chnoospora implexa</i>	Grande Barrière de Corail	-	-	2.1-3.2	-	-	2.5-5.9	1.7-9.9	Denton & Burdon-Jones, 1986a
<i>Bachelotia antillarum</i>	Côtes du Ghana	-	-	-	<DL	1150	8.70	33.07	Serfor-Armah et al., 1999
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	Hong Kong	-	-	25.0	5154	110	36.7	62	Ho, 1987
<i>Hizikia fusiforme</i>	Hong Kong	-	-	4.0	66	14	5.4	11	Ho, 1987
<i>Ishige foliacea</i>	Hong Kong	-	-	4.3	281	18	6.2	66	Ho, 1987
<i>Ishige okamurai</i>	Hong Kong	-	-	3.8	190	18	6.5	49	Ho, 1987
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	Hong Kong	-	-	8.1	1782	64	5.4	56	Ho, 1987

Variabilité interspécifique des concentrations en métaux chez les Chlorophycées :

Les concentrations en métaux (tableau 7) montrent une variabilité parfois forte entre les espèces, suggérant que ces 4 espèces ont des affinités différentes pour les métaux. Une comparaison des capacités relatives de bioconcentration des métaux chez les quatre espèces de Chlorophycées peut être réalisée en prenant en compte les spécimens des différentes espèces récoltés sur les mêmes stations, soit N27 en baie de Sainte-Marie et D43 en baie de Dumbéa (figure 9). Ces deux stations sont situées en sortie de baie face au lagon et à l'opposé des sources d'apports anthropiques ou terrigènes et sont caractérisées par leur substrat sédimentaire sableux.

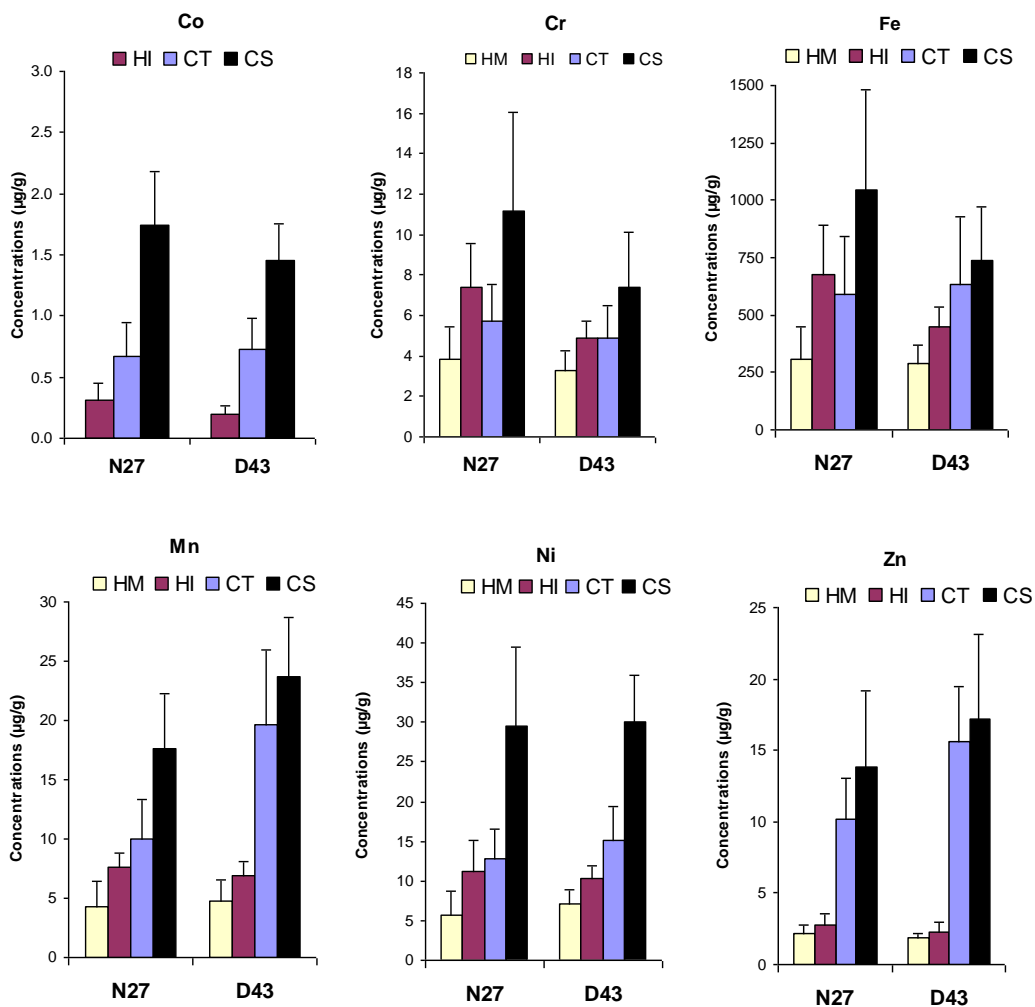


Figure 9 : Comparaisons des concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ P.S. \pm écart-type) entre les quatre espèces de Chlorophycées aux stations N27 (Sainte-Marie) et D43 (Dumbéa) (Cu : non détecté chez les 2 *Halimeda*). **HM** : *H. macroloba* ; **HI** : *H. incrassata* ; **CT** : *C. taxifolia* ; **CS** : *C. sertularioides*.

Des analyses de variances (ANOVA ou tests t pour le cuivre) sur les données transformées en logarithmes suivies par des tests de comparaisons multiples ont été réalisées pour chaque métal à chacune des deux stations. Toutes les ANOVA ont révélé des différences très hautement significatives entre toutes les espèces considérées ensemble ($p < 0,0001$). Cependant, les résultats diffèrent selon les métaux et les sites au sein d'un même couple d'espèces et entre différents couples (tableau 9). Ainsi, *Caulerpa sertularioides* montre des concentrations significativement supérieures à celles mesurées chez *Caulerpa taxifolia* pour tous les métaux ($p < 0,001$ pour Co, Mn et Ni, $p < 0,01$ pour Cr, $p < 0,05$ pour Cu et Fe) sauf le zinc ($p > 0,05$) à la station N27, tandis que seules les concentrations en Co et Ni chez *C. sertularioides* sont significativement supérieures à celles observées chez *C. taxifolia* à la station D43 ($p < 0,001$ chacune). Les concentrations mesurées chez *C. sertularioides* sont également significativement supérieures à celles trouvées chez *Halimeda incrassata* pour tous les métaux ($p < 0,05$ et $p < 0,01$ pour Fe ; $p < 0,01$ et $p < 0,001$ pour Ni ; $p < 0,001$ pour Co, Mn et Zn) sauf pour le chrome ($p > 0,05$) dans les deux sites, et significativement supérieures également à celles obtenues chez *H. macroloba* ($p < 0,001$ pour tous les métaux testés). De plus, le cuivre et le cobalt montrent également des concentrations nettement supérieures chez *C. sertularioides* par rapport aux deux espèces

d'*Halimeda*, chez lesquelles ces éléments n'ont pas été détectés ou quantifiés. De manière similaire, les différences entre *C. taxifolia* et *H. macroloba* sont hautement significatives pour tous les métaux testés ($p < 0,001$ pour Fe, Mn, Ni et Zn) excepté pour le chrome ($p > 0,05$) aux deux sites ; les concentrations en cuivre et cobalt sont également supérieures chez *C. taxifolia*, ces métaux n'ayant pas été détectés ou quantifiés chez *H. macroloba*. En revanche, les différences entre les *C. taxifolia* et les *H. incrassata* récoltées à la station N27 en baie de Sainte-Marie ne sont significatives que pour Co et Zn ($p < 0,001$ chacun) ; bien que n'ayant pas pu être testé statistiquement, ceci est également probablement le cas pour le cuivre, qui n'a pas pu être détecté chez *H. incrassata*, mais pas pour Cr, Fe, Mn et Ni ($p > 0,05$). Les différences entre ces deux espèces en baie de Dumbéa sont significatives pour Co, Mn, Zn ($p < 0,001$), Ni ($p < 0,01$) et probablement Cu (non testé car non quantifié chez *H. incrassata*) mais pas pour Cr et Fe ($p > 0,05$). *H. incrassata* montre quant à elle des concentrations significativement supérieures à celles mesurées chez *H. macroloba* pour tous les métaux testés ($p < 0,001$ à $p < 0,05$) sauf pour Zn ($p > 0,05$) et Cu (pas de comparaison possible) dans les deux sites.

Tableau 9 : Résultats des tests de comparaisons multiples entre espèces (ANOVA ou tests t pour le cuivre). Avec : **HM** : *H. macroloba* ; **HI** : *H. incrassata* ; **CT** : *C. taxifolia* ; **CS** : *C. sertularioides* et * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$; = : $p > 0,05$

		HI / HM	CS / CT	CT / HI	CS / HI	CT / HM	CS / HM
Co	N27		CS > CT***	CT > HI***	CS > HI***		
	D43		CS > CT***	CT > HI***	CS > HI***		
Cr	N27	HI > HM**	CS > CT**	CT = HI	CS = HI	CT = HM	CS > HM***
	D43	HI > HM*	CS = CT	CT = HI	CS = HI	CT = HM	CS > HM***
Cu	N27		CS > CT*				
	D43		CS = CT				
Fe	N27	HI > HM***	CS > CT*	CT = HI	CS > HI*	CT > HM***	CS > HM***
	D43	HI > HM**	CS = CT	CT = HI	CS > HI**	CT > HM***	CS > HM***
Mn	N27	HI > HM***	CS > CT***	CT = HI	CS > HI***	CT > HM***	CS > HM***
	D43	HI > HM**	CS = CT	CT > HI***	CS > HI***	CT > HM***	CS > HM***
Ni	N27	HI > HM***	CS > CT***	CT = HI	CS > HI**	CT > HM***	CS > HM***
	D43	HI > HM***	CS > CT***	CT > HI**	CS > HI***	CT > HM***	CS > HM***
Zn	N27	HI = HM	CS = CT	CT > HI***	CS > HI***	CT > HM***	CS > HM**
	D43	HI = HM	CS = CT	CT > HI***	CS > HI***	CT > HM***	CS > HM**

Ces résultats permettent de classer globalement les différentes espèces en fonction de leurs capacités relatives de bioconcentration des métaux selon l'ordre suivant : *Caulerpa sertularioides* \geq *Caulerpa taxifolia* \geq *Halimeda incrassata* \geq *Halimeda macroloba*. Le calcul des rapports des concentrations moyennes entre deux espèces pour chaque métal dans les deux sites permet de quantifier ces différences interspécifiques de capacité de bioconcentration, celles-ci semblant varier légèrement selon le site. Ainsi, l'espèce *H. incrassata* concentre entre 1,8 et 2,2 fois plus de Cr, Fe, Mn et Ni que *H. macroloba* à la station N27, tandis que ces rapports sont environ de 1,5 à la station D43. Ces valeurs étant relativement proches, il ne semble donc pas y avoir d'affinité plus marquée d'un métal pour *H. incrassata* par rapport à *H. macroloba* à part éventuellement le fer, qui présente le rapport le plus élevé. En revanche, les

deux espèces semblent posséder des capacités de bioconcentration du Zn identiques. De même, l'espèce *C. sertularioides* montre des concentrations moyennes 1,4 (pour Cu) à 2,6 (pour Co) fois supérieures à celles obtenues chez *C. taxifolia* en N27, ces rapports étant compris entre 1,1 et 2,0 en D43 ; les deux espèces possèdent également des capacités relatives de bioconcentration du zinc apparemment identiques. Avec des concentrations moyennes dans les *C. sertularioides* au moins deux fois supérieures à celles dans les *C. taxifolia*, le cobalt et le nickel semblent au contraire avoir une plus grande affinité que les autres métaux pour la première espèce par rapport à la seconde. En considérant maintenant globalement les rapports de concentrations entre les Caulerpes et les *Halimeda*, les différences les plus marquées entre les concentrations moyennes s'observent pour le Co et le Zn, qui possèdent donc une affinité toute particulière pour les Caulerpes par rapport aux *Halimeda*. Les rapports correspondants sont compris entre 2,2 et 7,3 pour le Co par rapport à *H. incrassata* seule, et entre 3,7 et 9,2 pour le Zn par rapport à *H. incrassata* et *H. macroloba*. Le fer et surtout le chrome n'ont au contraire que peu ou pas d'affinité particulière pour les Caulerpes par rapport aux *Halimeda*, les concentrations moyennes de ces métaux à une station donnée étant assez proches voire non significativement différentes entre ces deux groupes d'espèces.

Ces comparaisons entre espèces de Chlorophycées provenant des mêmes stations indiquent donc que les concentrations de la plupart des métaux étudiés sont généralement significativement supérieures chez les deux espèces de Caulerpes par rapport à celles obtenues chez les *Halimeda* et en particulier *H. macroloba*.

Variabilité géographique

La variabilité des concentrations de chacun des métaux étudiés entre les différents sites a été évaluée pour chaque espèce en comparant statistiquement les moyennes calculées (ANOVA sur données brutes ou transformées en logarithmes, ou bien sur la base de tests non paramétriques de Kruskal-Wallis sur données non transformées, suivis de tests de comparaison *a posteriori*) et en calculant les rapports des concentrations de chaque métal entre les différentes stations.

***Lobophora variegata* :**

Des différences généralement très hautement significatives ont été observées entre les moyennes des concentrations en métaux chez les *L. variegata* provenant des quatre sites (figure 10). Les résultats des tests de comparaisons multiples entre sites pour cette espèce (tableau 10) montrent que pour Cr et Ni, les différences entre chacune des stations sont toutes significatives au seuil de 95 %, alors que pour Cu toutes les différences sont significatives sauf entre N19 (baie de Sainte-Marie) et D47 (baie de Dumbéa). Pour Co et Fe toutes les différences sont significatives sauf entre les stations N19 (Sainte-Marie) et M26 (baie Maa) ; c'est également le cas pour le manganèse, qui se distingue cependant par des différences également non significatives entre les deux stations estuariennes D47 (Dumbéa) et B31 (baie de Boulari). Les résultats pour le zinc sont quant à eux moins précis, les différents tests de comparaisons multiples *a posteriori* réalisés aboutissant à des conclusions différentes : certains indiquent des différences significatives uniquement entre B31 et D47 ainsi qu'entre B31 et N19 alors que d'autres révèlent que toutes les différences sont significatives, les résultats de ces tests allant au contraire dans le même sens pour tous les autres métaux. Ces résultats statistiques contradictoires suggèrent néanmoins que le zinc est le seul métal pour lequel la variabilité intersite est relativement réduite.

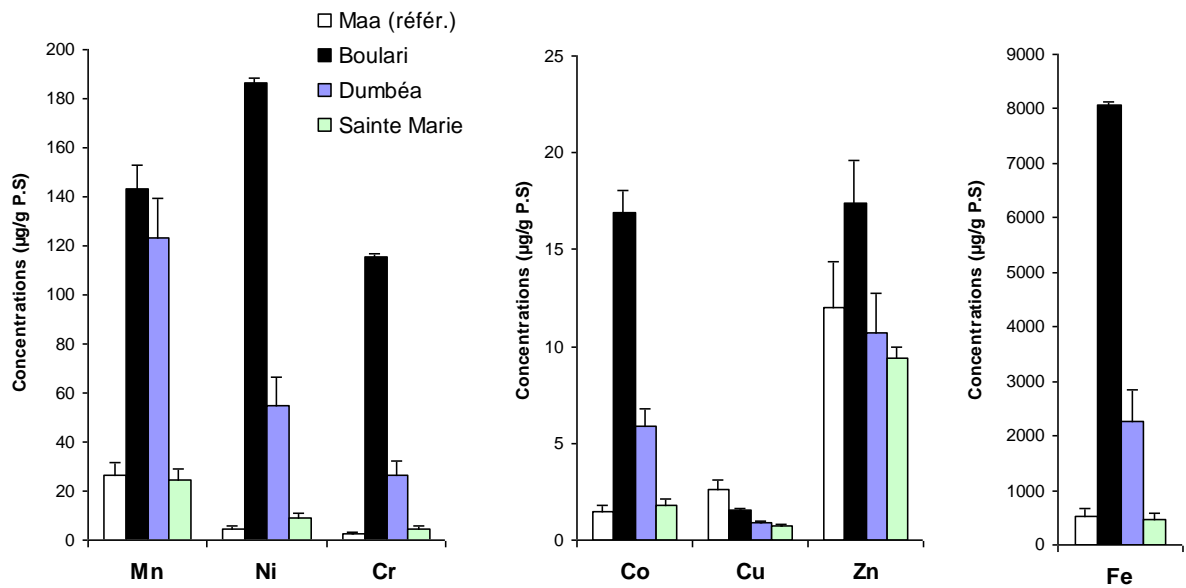


Figure 10 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec \pm écart-type) chez *Lobophora variegata* en fonction des sites.

Tableau 10 : Résultats des tests de comparaisons multiples entre sites pour l'espèce *Lobophora variegata*. Avec : **B** : Boulari (st. B31) ; **D** : Dumbéa (st. D47) ; **SM** : Sainte-Marie (st. N19) ; **M** : Maa (st. M26) et **< ou >** : $p < 0,05$; $=$: $p > 0,05$.

Métal	B / D	B / M	D / M	B / SM	D / SM	SM / M
Co	B > D	B > M	D > M	B > SM	D > SM	SM = M
Cr	B > D	B > M	D > M	B > SM	D > SM	SM > M
Cu	B > D	B < M	D < M	B > SM	D = SM	SM < M
Fe	B > D	B > M	D > M	B > SM	D > SM	SM = M
Mn	B = D	B > M	D > M	B > SM	D > SM	SM = M
Ni	B > D	B > M	D > M	B > SM	D > SM	SM > M
Zn	B > D	B \geq M	D \geq M	B > SM	D \geq SM	SM \geq M

Ces comparaisons font ressortir l'importante variabilité des concentrations de la quasi totalité des métaux étudiés entre les différents sites et suggèrent donc que les concentrations en métaux accumulés dans les tissus de cette espèce jusqu'à des niveaux importants reflètent les teneurs en métaux dissous présents dans le milieu environnant, propriété fondamentale d'un bioindicateur quantitatif. Ces résultats combinés avec les niveaux de concentrations précédemment discutés soulignent très clairement l'importance des teneurs en Co, Cr, Fe, Mn et Ni dans les *L. variegata* provenant des deux sites sous influence terrigène par rapport à celles obtenues chez les spécimens des autres sites, et révèlent ainsi l'existence d'apports en métaux dans ces deux baies.

Le calcul des rapports des concentrations entre les diverses stations permet de quantifier et de préciser ces différences. Les plus marquées sont en effet généralement observées entre les algues de la baie de Boulari et celles provenant du site témoin, la baie Maa. Les rapports des concentrations des différents métaux entre ces deux sites (indiqués entre parenthèses) permettent de classer les métaux selon l'ordre suivant : Cr (44) > Ni (41) > Fe (15) > Co (11) > Mn (5,4) > Zn (1,5). Les concentrations en cuivre chez les algues de la baie Maa sont quant à elles supérieures à celles de la station B31 en baie de Boulari, ce qui semble indiquer la présence d'apports en cuivre à cette station de la baie Maa. Pour les algues de la baie de Dumbéa, le

classement des métaux sur la base des rapports de concentrations avec le site de référence relative est sensiblement différent de celui établi avec les algues de Boulari : Ni (12) > Cr (10) > Mn (4,6) = Fe (4,3) = Co (4,0) > Zn (0,9), tandis que les concentrations en cuivre dans les algues de la station D47 sont également inférieures à celles de la station sélectionnée comme témoin. Une différence non négligeable en termes d'apports existe entre les deux stations sous influence terrigène, les concentrations obtenues chez les algues en baie de Boulari étant significativement supérieures à celles de la baie de Dumbéa, à l'exception du Mn. Les concentrations chez *L. variegata* en baie de Boulari sont en effet 4,4 fois plus élevées pour le Cr, environ 3,5 fois plus élevées pour Ni et Fe, 2,9 fois plus élevées pour Co et environ 1,7 fois supérieures pour Cu et Zn à celles relatives à la baie de Dumbéa. Les différences entre les stations N19 et M26 vis-à-vis de cette espèce sont au contraire beaucoup plus faibles voire non significatives (pour Co, Fe, Mn et éventuellement Zn), les concentrations en chrome étant quant à elles environ deux fois supérieures en N19 par rapport à la baie Maa.

***Halimeda macroloba* :**

Les analyses de variances non paramétriques (Kruskal-Wallis) réalisées sur cette espèce montrent que les moyennes entre sites ([figure 11](#)) sont significativement différentes pour Cr ($p=0,0384$) et pour Fe, Ni et Zn ($p\leq 0,0001$) ; Co et Cu n'ont pas été détectés chez cette espèce quel que soit le site considéré, sauf Co en D20 (Grande Rade). Les résultats des tests de comparaisons *a posteriori* (test U de Mann-Whitney) ([tableau 11](#)) montrent que la variabilité intersite est pratiquement nulle en ce qui concerne le chrome, seule une différence de faible amplitude mais très significative ($p=0,0004$) étant observée entre les algues des stations D20 (Grande Rade) et N08 (baie de Sainte-Marie). Pour les autres métaux cette variabilité est plus prononcée, avec entre quatre et sept couples de stations sur les dix possibles présentant une différence significative. Pratiquement aucune des concentrations de chaque métal dans les algues des différentes stations n'est cependant significativement supérieure à celles dans les spécimens du site de référence (baie Maa), à l'exception toutefois du nickel ($p<0,001$) et du manganèse ($p<0,05$) qui présentent des concentrations moyennes respectivement 2,3 fois et 2,0 plus élevée dans la Grande Rade. Certaines des concentrations dans les algues de la baie Maa sont même significativement supérieures à celles dans les spécimens provenant d'autres sites (Fe et Zn en N08 et D43). En revanche, les concentrations moyennes dans les spécimens de la Grande Rade (station D20) sont toujours significativement supérieures à celles de tous les autres sites (stations N08, N27 et D43) pour tous les métaux étudiés ($0,0343 < p < 0,0002$) sauf pour Cr, pour lequel la différence n'est significative qu'avec la station N08 ($p=0,0004$). Les rapports des concentrations moyennes de chaque métal entre les spécimens de cette station et ceux des autres stations sont cependant bien moins élevés et différents que chez *Lobophora variegata*, ceux-ci s'échelonnant seulement entre 1,4 et 2,3. En ce qui concerne les comparaisons des autres stations entre elles, aucune différence significative au seuil de 95 % n'a été trouvée entre les moyennes des concentrations de tous les métaux aux stations D43 (baie de Dumbéa) et N27 (baie de Sainte-Marie), ni entre N27 et N08 (baie de Sainte-Marie) sauf pour Zn, lequel présente une concentration moyenne en N27 légèrement mais significativement supérieure à celle en N08 ($p=0,049$). Seules les concentrations en Fe et Ni sont en outre significativement supérieures en D43 par rapport à celle en N08 ($p=0,0036$ et $p=0,0009$ respectivement).

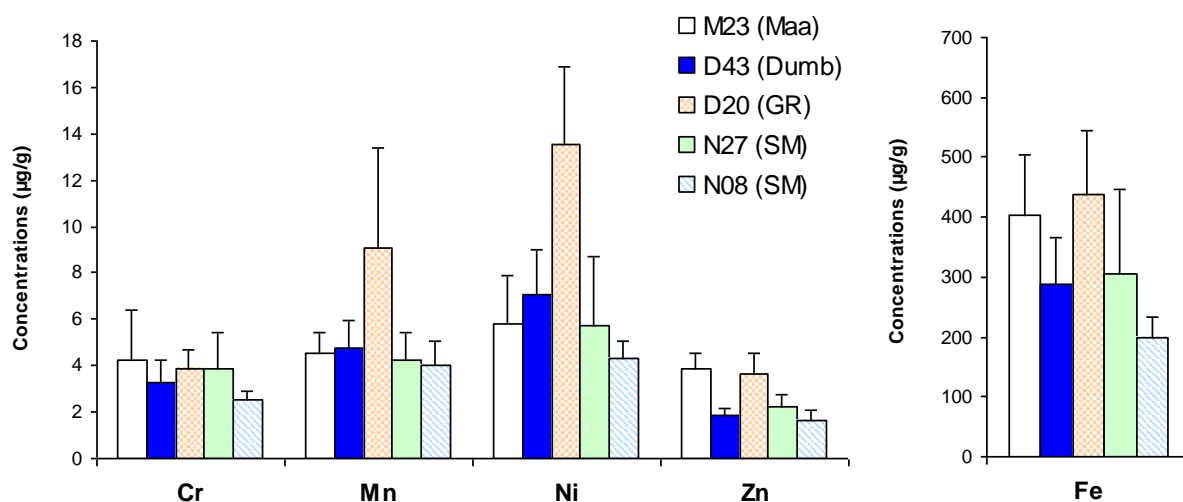


Figure 11 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec \pm écart-type) chez *Halimeda macroloba* en fonction des sites.

Tableau 11 : Résultats des tests de comparaisons *a posteriori* entre sites pour l'espèce *Halimeda macroloba*. (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$); avec **M** : Maa (st. M23) ; **D43** : Dumbéa ; **D20** : Grande Rade ; **N08** et **N27** : Sainte-Marie).

Métal	D43/M	D20/M	N08/M	N27/M	D20/D43	D20/N08	D20/N27	D43/N08	D43/N27	N08/N27
Cr	D43=M	D20=M	N08=M	N27=M	D20=D43	D20>N08 ***	D20=N27	D43=N08	D43=N27	N08=N27
Fe	D43<M *	D20=M	N08<M ***	N27=M	D20>D43 **	D20>N08 ***	D20>N27 *	D43>N08 **	D43=N27	N08=N27
Mn	D43=M	D20>M *	N08=M	N27=M	D20>D43 *	D20>N08 *	D20>N27 *	D43=N08	D43=N27	N08=N27
Ni	D43=M	D20>M ***	N08=M	N27=M	D20>D43 ***	D20>N08 ***	D20>N27 ***	D43>N08 ***	D43=N27	N08=N27
Zn	D43<M ***	D20=M	N08<M **	N27<M *	D20>D43 ***	D20>N08 **	D20>N27 *	D43=N08	D43=N27	N27>N08 *

Les résultats concernant cette espèce suggèrent donc l'existence probable d'une contamination modérée de la Grande Rade principalement par Mn et Ni, et dans une moindre mesure par Fe et Zn, bien que des valeurs assez élevées par rapport aux autres stations aient été trouvées dans les spécimens provenant du site de référence pour ces métaux. En revanche, d'après les concentrations en métaux accumulés dans les tissus de cette espèce, il semblerait que les deux stations situées en sortie de baie à proximité de la partie médiane du lagon (stations N27 et D43) sont soumises à des teneurs métalliques dissoutes dans le milieu environnant relativement similaires et faibles. De même, les deux stations situées dans la baie de Sainte-Marie (Stations N08 et N27) semblent également soumises aux mêmes conditions environnementales en termes de métaux dissous.

***Halimeda incrassata* :**

Des différences très hautement significatives ont été observées entre les moyennes des concentrations en métaux aux quatre sites (figure 12 et tableau 12). Aucune comparaison n'est malheureusement possible avec un site de référence relative, cette espèce n'ayant pas été trouvée en baie Maa. Cependant, les comparaisons multiples *a posteriori* (test de Tuckey pour échantillons d'effectifs inégaux, dit test de Spjotvoll et Stolone, car $n=6$ individus à la station

D22 en Grande Rade alors que n=10 pour les autres stations) entre stations font nettement ressortir l'importance des concentrations de certains métaux, notamment Ni, Co, Mn et Zn, mesurées dans les spécimens de la Grande Rade par rapport à celles relatives aux deux autres baies. Les concentrations moyennes dans les individus provenant de la station la plus proche du fond de baie de la Grande Rade (station D12) sont en effet très significativement supérieures à celles dans les algues de la station D43 (sortie de baie de Dumbéa) pour tous les métaux étudiés ($p < 0,001$). Ces concentrations sont également très significativement supérieures à celles de la station N27 (sortie de baie Sainte-Marie) pour tous les métaux ($p < 0,0002$) sauf pour Cr et Fe, pour lesquels aucune différence significative n'a été trouvée ($p > 0,05$). Les rapports des concentrations moyennes entre les stations D12 et D43 (indiqués entre parenthèses) permettent de classer les métaux selon l'ordre suivant : Co (4,4) > Ni (2,7) > Zn (2,5) > Mn = Fe = Cr (1,7 à 1,9). Le classement obtenu similairement entre les moyennes des stations D12 et N27 est très proche du précédent : Co (2,8) > Ni (2,4) > Zn (2,0) > Mn (1,7) > Fe = Cr (1,1). Les comparaisons des moyennes des concentrations entre la station située en sortie de baie de la Grande Rade (D22) et les stations N27 et D43 fournissent des résultats statistiques similaires aux précédents. Aucune différence significative n'a toutefois été observée entre les moyennes des concentrations des stations D12 et D22 de la Grande Rade, bien que des valeurs légèrement supérieures sont observables en D12 par rapport à D22 pour Ni et Co notamment. Ce résultat indique qu'aucun gradient de distance n'est détectable avec l'effectif utilisé. La prise en compte d'un effectif plus important aurait été intéressante mais n'a pas pu être tentée car seuls six spécimens ont pu être récoltés à la station D22.

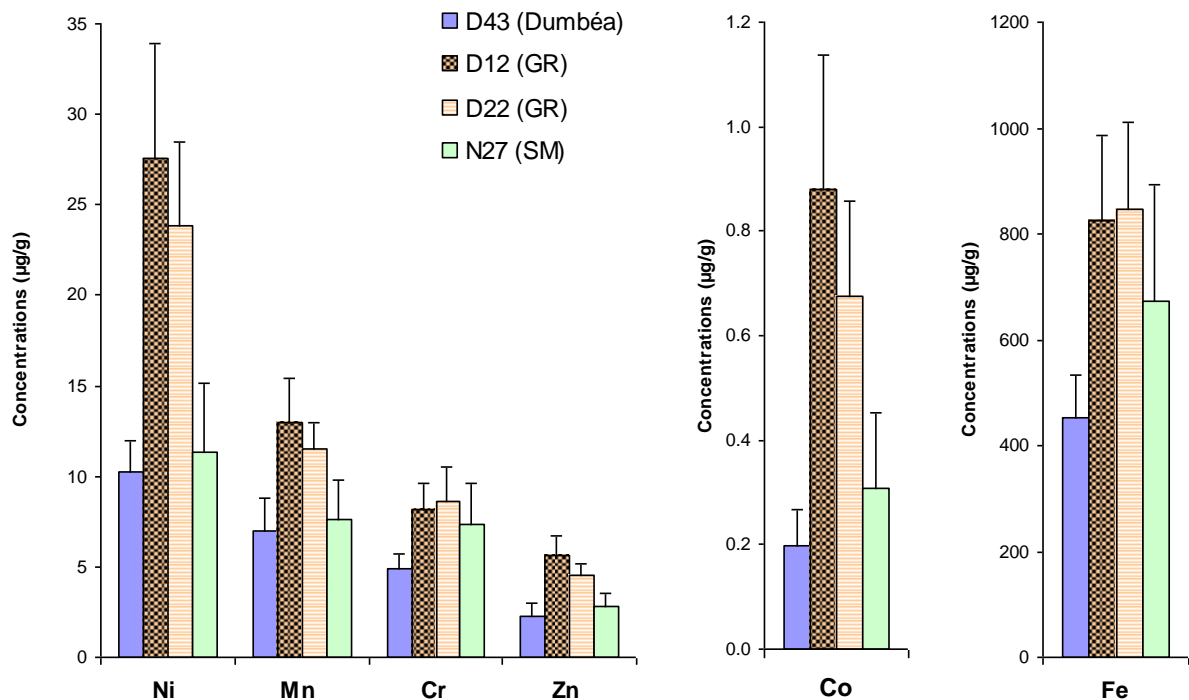


Figure 12 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec \pm écart-type) chez *Halimeda incrassata* en fonction des sites.

Tableau 12 : Résultats des tests de comparaisons multiples entre sites pour l'espèce *Halimeda incrassata*. Avec **D43** : Dumbéa ; **D12** et **D22** : Grande Rade ; **N27** : Sainte-Marie et = : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$.

Métal	D12/D43	D12/N27	D12/D22	D22/D43	D22/N27	N27/D43
Co	D12>D43***	D12>N27***	D12=D22	D22>D43***	D22>N27**	N27=D43
Cr	D12>D43***	D12=N27	D12=D22	D22>D43**	D22=N27	N27>D43*
Fe	D12>D43***	D12=N27	D12=D22	D22>D43**	D22=N27	N27>D43*
Mn	D12>D43***	D12>N27***	D12=D22	D22>D43**	D22>N27*	N27=D43
Ni	D12>D43***	D12>N27***	D12=D22	D22>D43***	D22>N27***	N27=D43
Zn	D12>D43***	D12>N27***	D12=D22	D22>D43**	D22>N27*	N27=D43

Une contamination de la Grande Rade en certains métaux dissous, et en particulier en nickel, cobalt, manganèse et zinc est mise en évidence par l'analyse comparative, confirmant et précisant ainsi les résultats précédemment obtenus avec l'espèce *H. macroloba*. En revanche, à l'instar de la précédente espèce, aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a pu être décelée entre les moyennes des concentrations de la plupart des métaux dans les algues des stations N27 et D43, toutes deux localisées en sortie de baie, à l'exception du fer et du chrome, pour lesquels les valeurs moyennes en N27 sont significativement supérieures à celles en D43 ($0,01 < p < 0,05$).

***Caulerpa taxifolia* :**

Contrairement aux précédentes espèces, la plupart des concentrations en métaux mesurés chez *C. taxifolia* (figure 13) ne diffèrent pas significativement d'un site à l'autre (Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). C'est le cas du Co, Cr, Fe et Ni, quoique pour ce dernier, un test U de comparaison deux à deux de Mann-Whitney indique pourtant une différence significative entre les moyennes des stations D43 et N08 ($p = 0,037$). En revanche, des différences significatives à très hautement significatives sont détectées pour Cu, Mn et Zn (Kruskal-Wallis, $0,0001 < p < 0,027$) entre les sites, mais les résultats des comparaisons entre stations diffèrent ensuite selon les métaux (tableau 13). Pour Mn et Zn, les moyennes des concentrations dans les algues de la station D43 (Dumbéa) sont significativement supérieures à celles des stations N27 ($p = 0,002$ et $p = 0,015$ respectivement) et N08 ($p = 0,027$ et $p = 0,00085$) en baie de Sainte-Marie. Pour Cu, ces moyennes en D43 sont significativement inférieures à celles de N27 ($p = 0,021$) et sont non significativement différentes de celles en N08 ($p > 0,05$). En ce qui concerne les comparaisons entre les deux stations en baie de Sainte-Marie, les moyennes des concentrations en N27 sont significativement supérieures à celles en N08 pour Cu ($p = 0,0232$) et Zn ($p = 0,00044$), mais sont au contraire significativement inférieures en N27 par rapport à N08 pour Mn ($p = 0,0498$). Les rapports des concentrations moyennes entre stations sont relativement peu importants et n'atteignent ou ne dépassent la valeur 2 qu'entre les stations D43 et N08 pour Zn (2,5) et entre D43 et N27 pour Mn (2,0).

Les résultats concernant les différences ou similitudes entre baies pour cette espèce seront discutés comparativement avec les autres espèces de Chlorophycées dans la discussion générale.

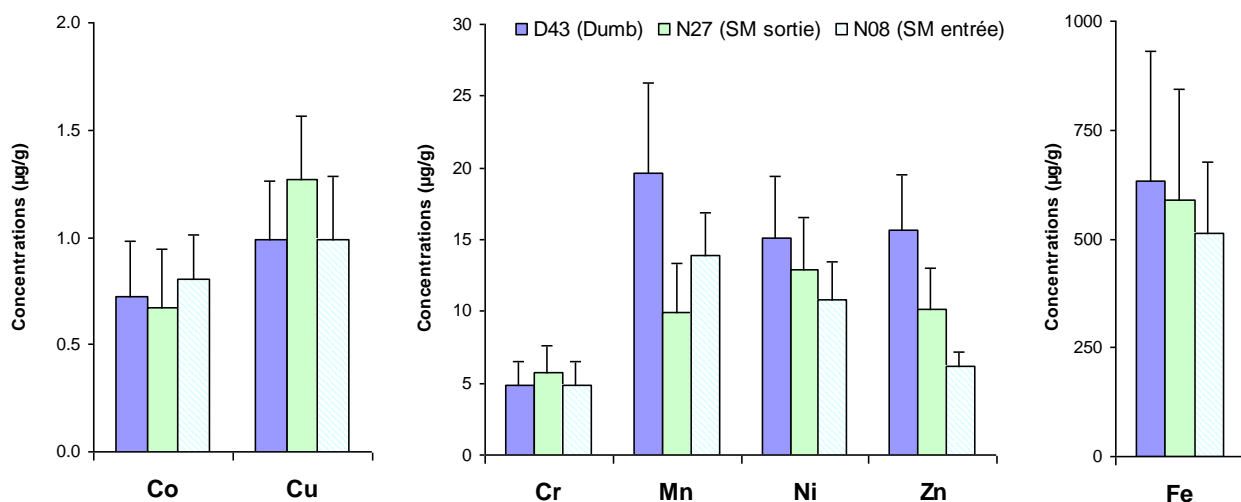


Figure 13 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec \pm écart-type) chez *Caulerpa taxifolia* en fonction des sites ; (**Dumb** : Dumbéa ; **SM** : Sainte-Marie).

Tableau 13 : Résultats des tests de comparaisons multiples entre sites pour l'espèce *C. taxifolia*.

(= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$). **D43** : Dumbéa ; **N27**, **N08** : Sainte-Marie.

Métal	D43/N27	D43/N08	N08/N27
Co	D43=N27	D43=N08	N08=N27
Cr	D43=N27	D43=N08	N08=N27
Cu	D43<N27*	D43=N08	N08<N27*
Fe	D43=N27	D43=N08	N08=N27
Mn	D43>N27**	D43>N08*	N08>N27*
Ni	D43=N27	D43=N08	N08=N27
Zn	D43>N27*	D43>N08***	N08<N27***

***Caulerpa sertularioides* :**

Les concentrations en métaux mesurées chez *C. sertularioides* (figure 14) montrent que seules les concentrations moyennes en Cu et en Mn sont significativement différentes entre les deux sites (Test *t* de Student, $p=0,012$ pour les deux métaux). Cependant, les écarts entre ces concentrations sont relativement peu marqués, les concentrations en Cu en N27 n'étant que 1,5 fois supérieures à celles en D43 et les concentrations en Mn en D43 étant quant à elles seulement 1,3 fois supérieures à celles en N27.

Les résultats concernant les différences ou similitudes entre baies pour cette espèce seront également discutés comparativement avec les autres espèces de Chlorophycées dans la discussion générale.

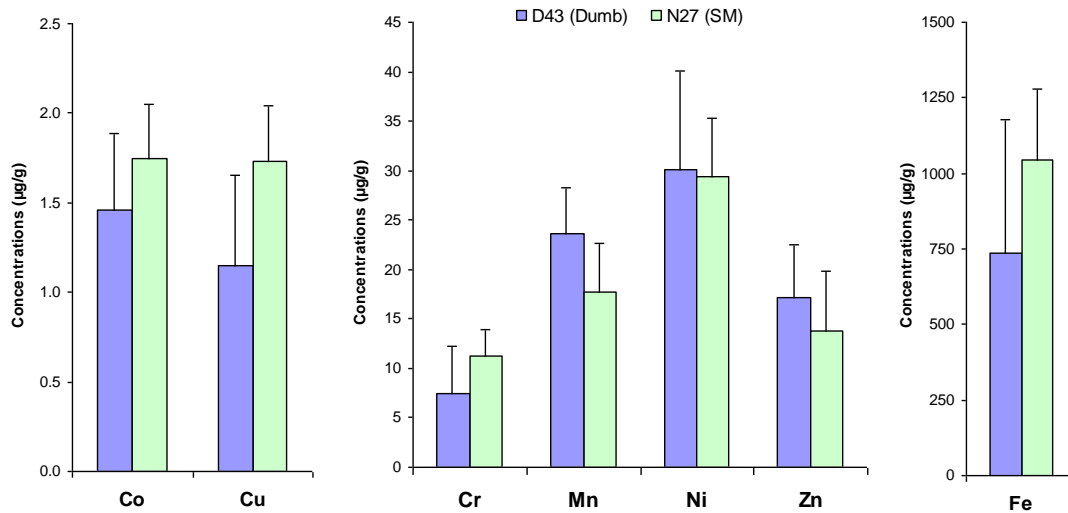


Figure 14 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec \pm écart-type) chez *Caulerpa sertularioides* en fonction des sites (**Dumb** : Dumbéa ; **SM** : Sainte-Marie).

Discussion générale et synthèse des résultats pour les macroalgues

L'étude des macroalgues sélectionnées met en évidence une disparité parfois importante des concentrations : i) entre différentes espèces provenant d'un même site, pour un métal donné, ii) entre différents sites pour une même espèce et pour un métal donné, et iii) entre les différents métaux pour une espèce et un site donnés. Toutefois, les concentrations de tous les métaux étudiés dans les tissus algaux suivent globalement le même ordre. Quels que soient les espèces et les sites considérés, les concentrations en fer sont nettement supérieures à celles de tous les autres métaux, suivies par les concentrations en nickel et/ou en manganèse puis par celles du chrome ou du zinc selon les espèces et les sites, tandis que les teneurs en cuivre et cobalt sont systématiquement les plus basses. Le classement des métaux selon leurs concentrations est similaire chez les deux espèces d'*Halimeda* quel que soit le site considéré, soit $\text{Fe} \gg \text{Ni} \geq \text{Mn} \geq \text{Cr} > \text{Zn} > \text{Co} \geq \text{Cu}$. Chez les *Caulerpes*, les concentrations en zinc sont supérieures à celles du chrome, cuivre et cobalt mais sont inférieures ou proches de celles du nickel et du manganèse, elles-mêmes également très inférieures à celles du fer. Chez *Lobophora variegata*, les concentrations en manganèse sont généralement les plus élevées après celles du fer excepté pour les spécimens de la baie de Boulari, chez lesquelles les concentrations en nickel sont supérieures. Chez cette espèce, les concentrations en zinc sont supérieures à celles du chrome et supérieures ou similaires à celles du nickel chez les algues de la baie Maa et de la baie de Sainte-Marie, mais sont nettement inférieures à celles du chrome et du nickel dans les deux sites estuariens.

En se basant sur la comparaison des concentrations en métaux dans les cinq espèces d'algues sélectionnées dans notre étude avec ceux précédemment rapportés dans la littérature scientifique, ainsi que sur l'analyse de la variabilité des concentrations entre les différentes espèces étudiées et entre les différents sites, il est possible :

- d'établir un premier bilan qualitatif concernant les apports en métaux dans les sites côtiers
- d'estimer l'intérêt de ces diverses espèces en tant que bioindicateurs de contamination du milieu côtier lagunaire par certains métaux dissous.

Informations sur la contamination des sites

Baie Maa :

Seules les espèces *Lobophora variegata* et *Halimeda macroloba* ont été trouvées aux stations prospectées dans cette baie. Pour *L. variegata*, les concentrations obtenues pour ce site sont très inférieures à celles mesurées dans les spécimens des deux sites estuariens (baies de Dumbéa et de Boulari) et inférieures (Cr, Ni et potentiellement Zn) ou similaires (Co, Fe, Mn) à celles observées à la station N19 (baie de Sainte-Marie). Seules les concentrations en cuivre sont supérieures dans cette baie. Ce résultat suggère donc l'existence d'une contamination en Cu à cette station, bien qu'aucune activité industrielle ne soit recensée à proximité. La présence d'un ensemble d'habitations isolées situées un peu plus loin dans les terres pourrait en être à l'origine. Toutefois, cette éventuelle contamination n'est pas confirmée par l'étude d'*H. macroloba*, dans laquelle ce métal n'a pas été détecté. A part quelques exceptions comme le fer et le zinc, dont les concentrations dans les spécimens de cette baie sont parfois significativement supérieures à celles de certaines autres stations, les concentrations en métaux dans les *H. macroloba* sont similaires ou inférieures à celles dans les individus des autres stations. Malheureusement, aucun spécimen appartenant aux espèces *Caulerpa taxifolia* et *C. sertularioides* n'a pu être trouvé en baie Maa au moment de la phase de récolte et aucune donnée concernant les concentrations de base en métaux chez ces espèces dans un site supposé non contaminé n'est donc disponible.

Les concentrations en Co, Cr, Fe et Ni observées chez *L. variegata* dans cette baie sont généralement assez peu élevées mais demeurent plus ou moins nettement supérieures aux plus bas niveaux trouvés dans la littérature pour d'autres Phaeophycées tropicales. Il en va de même pour Cr et Fe principalement chez *H. macroloba*. Pour ces quelques métaux, les concentrations observées dans les deux espèces semblent donc assez typiques de celles rencontrées dans des algues provenant de milieux faiblement à moyennement contaminés. En revanche, les concentrations en Cu, Mn et Zn mesurées dans les deux espèces récoltées dans ce site sont relativement faibles et caractéristiques de milieux non contaminés. Il semblerait donc que bien que ne recevant pas d'apports terrigènes directs par des fleuves, cette baie présente cependant un « bruit de fond » géologique non négligeable qui justifie pleinement son appellation de site de référence **relative**, celle-ci ne pouvant être considérée comme un site témoin que comparativement aux autres baies étudiées. Ce « bruit de fond » en termes de métaux dans le milieu environnant a très probablement pour origine l'érosion des sols entourant partiellement la baie ainsi qu'une éventuelle entrée occasionnelle de matériel sédimentaire provenant de la baie de Dumbéa adjacente et apporté par les courants côtiers dans certaines conditions.

Baie de Dumbéa :

Les cinq espèces étudiées ont été trouvées dans cette baie et ont été récoltées sur deux stations différentes : l'espèce *Lobophora variegata* a été récoltée à une station proche du fond de baie (D47) tandis que les quatre Chlorophycées proviennent d'une station située en sortie de baie, proche de la partie médiane du lagon (D43). Les concentrations moyennes obtenues chez la première espèce sont relativement élevées pour Mn, Ni, Co, Fe et Cr comparées à celles mesurées chez la même espèce récoltée dans des sites sous influence non terrigène (entre 4 et 12 fois supérieures à ces dernières). Les concentrations atteintes concernant ces quatre derniers métaux sont également très élevées en comparaison avec ceux précédemment rapportés dans la littérature et sont caractéristiques de milieux assez fortement contaminés. En revanche, les concentrations en Zn et Cu obtenues chez cette espèce à cette station sont peu ou pas différentes de celles mesurées chez les *L. variegata* aux stations N19 (baie de Sainte-Marie) et M23 (baie Maa) et sont extrêmement faibles en regard de celles précédemment citées dans la littérature scientifique chez les Phaeophycées.

Les résultats concernant la station D43 sont quant à eux relativement variables selon les espèces considérées. Cependant, pour les quatre espèces, les concentrations en Co, Cr, Cu, Mn et Zn sont assez faibles, voire très faibles, et sont caractéristiques de milieux peu ou pas contaminés, tandis que celles du fer et du nickel semblent au contraire assez élevées. Les concentrations en Cu et Zn chez *L. variegata* en D47 sont similaires ou même inférieures à celles dans les deux Caulerpes de la station D43, tandis que les concentrations des autres métaux dans la première espèce sont généralement bien supérieures à celles observées chez les quatre Chlorophycées de la station D43. Cependant, les espèces n'étant pas les mêmes, il n'est pas possible de déterminer à partir de ces résultats si ces différences de niveaux de concentrations sont dues uniquement aux différences de capacités de bioconcentration entre ces espèces ou s'ils traduisent en partie une éventuelle diminution des teneurs en métaux d'origine terrigène dissous dans l'eau de mer suite à l'éloignement par rapport à la source d'apports.

La comparaison des concentrations des différents métaux entre cette station et la station N27 en sortie de baie de Sainte-Marie pour les diverses espèces de Chlorophycées indique en outre que ces deux stations sont vraisemblablement soumises aux mêmes teneurs ambiantes en Co et Ni, les différentes espèces montrant toutes des concentrations ne différant pas significativement entre les deux stations. Ceci semble également être le cas du Cr, du Fe et du Zn, pour lesquels trois des quatre espèces présentent des résultats également non significativement différents entre stations. Les résultats pour le manganèse divergent quant à eux selon les espèces : chez les deux *Halimeda*, les concentrations dans les spécimens des deux stations ne sont pas statistiquement différentes alors que chez les Caulerpes, les concentrations dans les spécimens de la station D43 sont significativement supérieures à ceux de la station N27. Pour le cuivre en revanche, les concentrations mesurées dans les deux espèces de Caulerpes sont significativement inférieures dans les spécimens de Dumbéa par rapport à ceux de Sainte-Marie.

Grande Rade :

Seules les deux espèces d'*Halimeda* ont été trouvées et récoltées dans cette baie. Chez *H. maculosa*, les concentrations en Mn et Ni et dans une moindre mesure en Fe et Zn dans la Grande Rade sont significativement supérieures à celles aux autres stations. Chez *H. incrassata*, les concentrations moyennes en métaux sont supérieures dans la Grande Rade à celles obtenues dans les baies de Dumbéa et de Sainte-Marie sauf pour Cr et Fe, dont les concentrations ne sont pas significativement différentes entre Grande Rade et Sainte-Marie. Parmi ces métaux, les concentrations en Co, Ni, Zn puis Mn sont comparativement les plus importantes, celles-ci étant 1,7 fois (Mn) à 4,4 fois (Co) plus élevées dans les spécimens de la station du fond de baie de la Grande Rade (D12) par rapport à ceux dans les baies de Dumbéa et de Sainte-Marie. En revanche, aucune différence significative des concentrations moyennes de tous les métaux étudiés n'a été trouvée entre les spécimens récoltés en fond de baie (D12) et ceux provenant de la sortie de baie (D22), ce qui indique qu'aucun gradient significatif n'est détectable avec l'effectif choisi.

Malgré cette nette augmentation des concentrations en métaux dans les spécimens de la Grande Rade, les concentrations en Co, Mn et Zn demeurent néanmoins relativement faibles, notamment chez *H. maculosa*, indiquant *a priori* que la contamination de cette baie par ces métaux est vraisemblablement modérée. En revanche, Ni et Fe montrent au contraire des concentrations nettement plus élevées comparées à celles précédemment rapportées chez des espèces proches. Il est regrettable que les trois autres espèces sélectionnées n'aient pas pu être trouvées dans cette baie et qu'aucune autre valeur de concentration de ces métaux ne soit donc disponible pour évaluer l'importance de cette contamination.

Baie de Sainte-Marie :

Tout comme pour la baie de Dumbéa, toutes les espèces sélectionnées ont pu être récoltées sur seulement trois stations différentes : N08 dans le chenal reliant la baie de Sainte-Marie à la baie de Magenta, N27 (sortie de baie) et N19 (milieu de baie). Seule l'espèce *Lobophora variegata* a été récoltée à cette dernière station, tandis que les quatre espèces de Chlorophycées étaient présentes en N27.

Chez les *L. variegata* de la station N19, seules les concentrations en Cr, Ni et potentiellement Zn sont significativement supérieures à celles des spécimens du site de référence. Tous les métaux présentent des concentrations très nettement inférieures dans les algues de cette station par rapport à celles dans les sites estuariens à l'exception du cuivre, pour lequel la concentration moyenne est similaire à celle en D47 (baie de Dumbéa). Bien qu'assez peu élevées, les concentrations en Co, Cr, Ni et surtout Fe sont cependant supérieures aux valeurs minimales précédemment rapportées par d'autres auteurs et correspondent à des milieux modérément contaminés. Les concentrations en Cu, Mn et Zn sont en revanche relativement faibles et caractéristiques de milieux non contaminés.

Malgré les différences observées entre les quatre espèces de Chlorophycées à la station N27, les niveaux de concentrations en Cu, Mn et Zn, mais également en Co et Cr sont relativement faibles pour toutes les espèces tandis que celles du fer et du nickel sont assez élevées. Seules les concentrations en manganèse chez *Lobophora variegata* en N19 sont supérieures à celles dans les quatre Chlorophycées de la station N27, alors que les teneurs en Cr, Cu, Fe, Ni et Zn chez la première espèce sont au contraire généralement inférieures à celles chez les Caulerpes, voire même à celles chez *Halimeda incrassata* (Cr, Fe et Ni) de la sortie de baie. En revanche, les résultats des comparaisons entre les stations N27 et D43 pour les Chlorophycées montrent que les concentrations en Cu dans les deux Caulerpes sont significativement supérieures en N27 par rapport à D43 pour les deux espèces. Ceci suggère donc un léger enrichissement des eaux de la baie de Sainte-Marie en Cu, ce qui n'a pas pu être décelé avec *L. variegata*. La comparaison des concentrations chez *Halimeda macroloba* et *Caulerpa taxifolia* entre les stations N08 et N27 aboutit à une conclusion similaire : alors que pratiquement tous les métaux ont des concentrations non significativement différentes entre les spécimens provenant de ces deux stations pour les deux espèces, les concentrations en Cu mais aussi en Zn sont significativement supérieures dans les algues situées en sortie de baie par rapport à celles présentes en N08 dans le chenal nord-est de la baie par lequel entrent les eaux des baies de Magenta et Boulari. Il sera donc intéressant de vérifier l'existence de cette éventuelle légère contamination de la baie en Cu et Zn à l'aide des autres espèces étudiées dans ce même site et de voir s'il existe un gradient entre la source des rejets urbains en fond de baie et le reste de cette baie.

Baie de Boulari :

Seule l'algue brune *Lobophora variegata* a été trouvée dans cette baie et aucune comparaison avec d'autres algues n'est donc possible pour confirmer les résultats obtenus. A moins que celles-ci soient dues à la contamination résiduelle de la surface des frondes analysées, les concentrations en Co, Cr, Fe, Ni et Mn observées chez cette espèce dans cette baie atteignent des valeurs extrêmement élevées tant par rapport aux autres sites sous influence non terrigène que par rapport aux niveaux de concentrations chez d'autres Phaeophycées tropicales cités dans la littérature. Les concentrations de ces différents métaux dans les spécimens de la baie de Boulari sont en effet 5,4 fois (Mn) à 44 fois (Cr) supérieures à celles obtenues chez la même espèce récoltée dans le site témoin (Baie Maa), mais sont, à l'exception de Mn, significativement supérieures à celles mesurées dans les *L. variegata* de l'autre site estuarien sous influence terrigène, la baie de Dumbéa. Il semble donc que les apports en Cr, Fe, Ni et Co dans la baie de

Boulari par l'intermédiaire de la rivière La Coulée soient nettement supérieurs à ceux arrivant dans la baie de Dumbéa par la rivière du même nom.

Potentialités des macroalgues en tant que bioindicateurs d'apports en métaux

***Lobophora variegata* :**

L. variegata est sans aucun doute **la plus intéressante des cinq sélectionnées car elle présente des niveaux de concentration pouvant être extrêmement importants, traduisant une apparente excellente capacité de bioconcentration de la plupart des métaux étudiés.** Une très forte variabilité intersite a en outre pu être observée, ce qui suggère que les concentrations en métaux dans les tissus de cette espèce reflètent vraisemblablement les teneurs en métaux dissous présentes dans le milieu environnant, ce qu'il est toutefois nécessaire de vérifier et de préciser expérimentalement. Bien que relativement faibles et peu variables entre les diverses stations, les concentrations en Cu et Zn chez cette espèce ne sont peut-être pas pour autant régulées, ce qui devrait également être testé ultérieurement. Celles-ci peuvent être le reflet soit de l'absence de contamination par ces métaux sous forme dissoute, soit que les formes chimiques prédominantes dans les sites étudiés sont peu biodisponibles pour cette espèce, soit encore que des interactions antagonistes avec d'autres métaux limitent la fixation de ces deux éléments chez cette espèce.

Cette espèce est en outre très commune dans le lagon et les sites côtiers (22,4 % d'occurrence dans les sites prospectés, et 14,9 % dans l'ensemble du lagon sud-ouest) et a été trouvée en abondance à toutes les stations où elle était présente dans les baies prospectées, même dans des fonds fortement envasés, à l'exception malheureusement de la Grande Rade. Sa répartition géographique dans la Province Indopacifique est également importante, ce qui autorise son utilisation tant en Nouvelle-Calédonie que dans d'autres régions. Cependant, il apparaît impératif de vérifier l'efficacité de la méthode de rinçage employée afin de voir si les très fortes concentrations observées sont effectivement liées à une réelle excellente capacité de bioconcentration ou au contraire si elles sont majoritairement ou en partie seulement dues à une contamination résiduelle de la surface des frondes par du matériel sédimentaire et/ou organique.

***Caulerpa sertularioides* :**

Sur la base des niveaux de concentration atteints par rapport aux autres espèces d'algues vertes, *C. sertularioides* semble *a priori* être la plus intéressante des quatre Chlorophycées, notamment en ce qui concerne le cobalt et le nickel par rapport à *C. taxifolia* notamment. Cependant, cette espèce présente le plus faible taux d'occurrence dans les sites choisis (11,8 %) parmi les cinq espèces sélectionnées et n'a été observée que dans les baies de Sainte-Marie (7 stations), Dumbéa (une seule station) et en baie Maa (une seule station également, les spécimens observés la première fois n'ayant pas été trouvés ensuite lors des récoltes) mais malheureusement pas dans la Grande Rade. Sa présence assez limitée dans les baies prospectées autres que celle de Sainte-Marie représente donc un obstacle important à son utilisation en tant que bioindicateur passif de contamination dans ces sites spécifiques, ce qui n'exclut bien entendu pas son utilisation dans d'autres sites, côtiers ou non, où cette espèce est présente. Cependant, son utilisation en tant que bioindicateur actif, c'est-à-dire transplanté volontairement dans une zone à surveiller sans que cette espèce y soit présente naturellement, devrait éventuellement être étudiée.

***Caulerpa taxifolia* :**

Cette espèce est la seule des cinq étudiées ayant déjà été proposée précédemment comme bioindicateur (Warnau *et al.*, 1996 ; Augier *et al.* 1999 ; Serfor-Armah *et al.*, 1999). Les résultats obtenus dans ce travail vont dans le même sens et confirment sa bonne capacité de bioconcentration vis-à-vis du nickel et du fer notamment, de par les niveaux de concentrations atteints comparés à ceux cités par d'autres auteurs. Cependant, l'analyse comparative des concentrations en métaux avec d'autres espèces de Chlorophycées montre que celle-ci est moins performante que *C. sertularioides* pour certains métaux tels que Co et Ni, mais présente en revanche une capacité de bioconcentration du zinc apparemment similaire. En ce qui concerne sa répartition géographique, cette espèce a été observée dans les mêmes baies que *C. sertularioides*, avec un taux d'occurrence légèrement supérieur (14,5 %) ; elle présente en outre l'avantage d'être beaucoup plus largement présente que *C. sertularioides* en zone de milieu de lagon où elle représente la troisième espèce en terme de fréquences d'observation (14 %). L'espèce *C. taxifolia* est également très largement répandue dans toute la Province Indopacifique.

***Halimeda incrassata* :**

Cette espèce a été observée dans trois des cinq sites prospectés, dont les deux susceptibles d'être les plus intéressants à surveiller par la suite (Grande Rade et baie de Sainte-Marie), avec le deuxième plus fort taux d'occurrence (31,6 %) pour les algues inventoriées dans ce travail. *Halimeda incrassata* est en outre l'espèce la plus fréquemment observée dans l'ensemble du lagon sud-ouest, avec 13 % d'occurrence. Les résultats obtenus concernant les concentrations en métaux dans ses tissus démontrent une moins bonne capacité de bioconcentration de l'ensemble des métaux étudiés par rapport à *Caulerpa sertularioides* à l'exception du Cr, et également par rapport à *C. taxifolia* pour Co, Zn et potentiellement Ni et Mn. Les concentrations maximales atteintes chez cette espèce sont en outre très inférieures à celles observées chez *Lobophora variegata*, mais des comparaisons directes entre ces deux espèces sur un même site n'ont pas été possibles. Cependant, l'étude de la variabilité intersite indique que *H. incrassata* peut néanmoins refléter les concentrations en métaux présentes dans son milieu ambiant et détecter ainsi une éventuelle contamination (exemple de la Grande Rade).

Toutefois, la durée de vie de la plante et de ses frondes est relativement courte et généralement inférieure à un an (Garrigue, 1985), ce qui n'est pas recommandé pour un bioindicateur. Cette courte longévité peut néanmoins être mise à profit pour la surveillance d'une pollution sur une courte période de temps et peut davantage détecter des contaminations ponctuelles dans le temps que les autres espèces. Cette espèce présente donc globalement un certain intérêt en tant que bioindicateur potentiel et mériterait d'être étudiée plus précisément.

***Halimeda macroloba* :**

Cette espèce est la seule des cinq espèces sélectionnées à avoir été observée dans les cinq baies prospectées, et est de loin la plus fréquemment rencontrée dans ces sites, avec pratiquement 41 % d'occurrence. Elle représente également la sixième espèce la plus communément rencontrée dans le lagon sud-ouest, avec 13 % d'occurrence et possède également une large distribution biogéographique. Ces caractéristiques biogéographiques en font donc l'espèce la plus intéressante des cinq vis-à-vis des critères de choix d'ordre écologique des bioindicateurs. Cependant, les concentrations atteintes chez cette espèce sont quasiment systématiquement largement inférieures à celles des autres espèces étudiées et sont même non détectables pour deux métaux (Co et Cu). *Halimeda macroloba* est donc la seule des cinq espèces étudiées à ne présenter qu'un intérêt relativement limité en tant que bioindicateur de contamination par les métaux.

Conclusions

Les concentrations en Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn ont été mesurées chez cinq espèces de macroalgues récoltées sur un ensemble de onze stations localisées dans l'ensemble des six sites sélectionnés pour cette étude : l'algue brune *Lobophora variegata*, les algues vertes calcifiées *Halimeda incrassata* et *Halimeda macroloba* ainsi que les algues vertes non calcifiées *Caulerpa taxifolia* et *Caulerpa sertularioides*. Les résultats obtenus indiquent l'existence d'une variabilité parfois importante de ces concentrations entre différentes espèces provenant d'un même site pour un métal donné, entre différents sites pour une même espèce et pour un métal donné, et enfin entre les différents métaux chez une espèce et un site donnés.

La comparaison des concentrations en métaux chez les quatre espèces de Chlorophycées récoltées conjointement sur deux stations différentes révèle que les deux caulerpes possèdent des concentrations en la plupart des métaux généralement supérieures à celles rencontrées chez les algues du genre *Halimeda* (*H. incrassata* et surtout *H. macroloba*). Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer cette observation ; la principale d'entre elle est celle d'un effet de dilution des concentrations en métaux bioaccumulés induit par la présence de fortes quantités de carbonates associés aux tissus des algues calcifiées. Des éventuelles différences significatives de contenus en groupes fonctionnels chélateurs de métaux (acides uroniques et les sulfates O-esters) au sein des polysaccharides des parois cellulaires entre ces différentes espèces pourraient cependant également jouer un rôle, ce qui nécessiterait d'être étudié afin de pouvoir conclure.

La variabilité géographique et les niveaux de concentration atteints peuvent être relativement importants pour certains métaux selon les espèces, en particulier chez **l'algue brune *Lobophora variegata* qui présente une apparente excellente capacité de bioconcentration de la plupart des métaux étudiés**. Une très forte variabilité intersite a en outre pu être observée, ce qui suggère que les concentrations en métaux dans les tissus de cette espèce reflètent vraisemblablement les teneurs en métaux dissous présentes dans le milieu environnant. Parmi les cinq espèces étudiées, seule *Halimeda macroloba* ne semble présenter qu'un intérêt limité en tant que bioindicateur de contamination par les métaux. L'analyse conjointe des quatre autres espèces a en revanche permis de détecter l'existence d'une contamination dissoute de la Grande Rade par Ni, Co, Mn et Zn notamment, d'un possible faible enrichissement en Cu des baies de Sainte-Marie et Maa ainsi que la présence d'une fraction dissoute biodisponible importante au sein des apports en Co, Cr, Fe, Mn et Ni d'origine terrigène.

BIOACCUMULATION DES METAUX DANS LES BIVALVES

Les mollusques et en particulier les bivalves constituent le modèle biologique le plus largement étudié concernant le transfert et le devenir de nombreux types de contaminants dans le compartiment biologique en milieu aquatique. Les caractéristiques biologiques (éthologie alimentaire, capacité de bioaccumulation, résistances à des stress physico-chimiques, etc.) et écologiques (cosmopolitisme, présence en grandes quantités, etc.) de nombreuses espèces en font d'excellents bioindicateurs et certaines d'entre elles sont ainsi utilisées depuis environ vingt cinq ans pour la surveillance à long terme de la contamination chimique de l'environnement côtier dans de nombreux pays en zone tempérée dans le cadre de programmes basés sur le concept du « Mussel Watch ». Les mécanismes de bioaccumulation et les effets biologiques de nombreux contaminants, ainsi que l'influence de nombreux facteurs biotiques et abiotiques sur leur variabilité ont fait et font toujours l'objet d'innombrables études, en particulier chez les genres *Crassostrea* et *Mytilus*. Cependant, comme souligné précédemment, les travaux réalisés dans ce domaine chez des espèces tropicales des écosystèmes récifo-lagonaires sont extrêmement moins nombreux et rares sont les pays des régions tropicales ayant développé de véritables réseaux de surveillance à long terme similaires au Mussel Watch des pays de la zone tempérée. Bien qu'un certain nombre d'espèces tropicales aient déjà été proposées en tant que bioindicateurs, notamment en ce qui concerne la surveillance de la contamination par les métaux, la recherche de nouvelles espèces bioindicatrices et leur validation pour différents contaminants constituent actuellement une priorité (Phillips, 1991).

Dans le cadre du présent travail, trois espèces de bivalves ont été sélectionnées suite à l'étude de terrain : *Gafrarium tumidum* (Veneridae, espèce intertidale), *Isognomon isognomon* (Isognomonidae, espèce subtidale) et *Hyotissa hyotis* (Gryphaeidae, espèce subtidale), ces deux dernières espèces étant généralement apparentées à des huîtres. Contrairement à toutes les autres espèces étudiées dans ce document, un échantillonnage plus important a été réalisé pour deux de ces trois bivalves, *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon*, lesquels présentent des densités de population bien supérieures aux autres espèces sur les différentes stations. En raison de l'importance des bivalves en tant que bioindicateurs et considérant les nombreuses précédentes études sur les sources de variabilité des concentrations en métaux accumulés dans les chairs, il nous a en effet semblé intéressant d'étudier plus en détail les variabilités inter-individuelles des concentrations en métaux et des caractéristiques biométriques chez ces deux espèces en fonction des sites, ainsi que leur implication dans le cadre de la comparaison des niveaux de concentration entre divers sites côtiers. Les niveaux de concentrations en métaux (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) mesurés chez ces espèces ont ensuite été évalués par comparaison avec les valeurs rapportées par de précédents auteurs sur ces mêmes espèces et/ou sur des espèces ou genres proches. Ces différentes approches permettront finalement d'évaluer l'intérêt de ces trois espèces en tant que potentiels bioindicateurs et à partir de celles-ci, de réaliser un bilan qualitatif des apports en métaux sous forme biodisponible dans les sites étudiés.

Caractéristiques biométriques et concentrations en métaux

De nombreuses études ont montré que les concentrations en métaux analysés dans les tissus des bivalves pouvaient varier nettement entre des individus provenant d'un même site (donc exposés *a priori* aux mêmes niveaux de contamination) en raison des relations existant entre les mécanismes de bioaccumulation et de nombreux facteurs biotiques, tels que l'âge (donc la durée d'exposition aux métaux dans le milieu ambiant, la taille et le taux de croissance), l'état reproducteur (période de reproduction ou de repos sexuel, en relation avec la température des

eaux), l'état nutritionnel (dépendant de la quantité et qualité de la nourriture disponible dans le milieu) et l'état de santé global (maladies, parasitisme), ainsi que le sexe notamment, mais aussi selon l'héritage génétique des spécimens (Boyden, 1977 ; Cossa *et al.*, 1980 ; Orren *et al.*, 1980 ; Boalch *et al.*, 1981 ; Lobel & Wright, 1982 ; Mauri & Orlando, 1983 ; Cossa, 1989 ; Cain & Luoma, 1990 ; Newman & Heagler, 1991). L'existence de telles relations peut interférer de deux manières avec les résultats des comparaisons des niveaux de concentration entre diverses populations si l'on considère des spécimens hétérogènes du point de vue de leurs caractéristiques biométriques et/ou physiologiques :

- La variabilité des concentrations en métaux bioaccumulés dans les tissus entre individus d'une même station sous l'effet de ces variables biotiques peut être suffisamment importante pour masquer les différences de concentrations moyennes entre des populations provenant de diverses stations, en employant des méthodes statistiques paramétriques classiques (variance intragroupe vs variance intergroupe) ;
- Des différences significatives des valeurs des variables biométriques et/ou physiologiques entre les diverses populations de bivalves dont on veut comparer les niveaux de concentrations géographiquement ou temporellement peuvent conduire à des interprétations erronées sur les niveaux de contamination des sites ou leur évolution dans le temps si les éventuelles relations existantes entre ces variables et les concentrations en métaux ne sont pas prises en compte.

Différentes méthodes ont été proposées pour minimiser l'influence de ces facteurs biotiques sur la bioaccumulation, afin de pouvoir comparer directement les concentrations obtenues entre des populations transplantées ou originaires de différents sites ou récoltées à différentes périodes (Lobel & Wright, 1982 ; Phillips & Segar, 1986 ; Fischer, 1988 ; Cossa, 1989 ; De Kock & Kramer, 1994 ; Daskalakis, 1996 ; Andral & Stanisière, 1997 ; Soto *et al.*, 2000) :

- « pooler » des individus de taille hétérogène de façon à obtenir une concentration moyenne indépendante de la taille : cette méthode permet de réduire considérablement le nombre d'analyses, donc est avantageuse dans le cadre d'un programme de surveillance biologique (Phillips & Segar, 1986) ; cependant, celle-ci entraîne une perte importante d'information concernant la variabilité inter-individuelle (notamment la présence éventuelle de « super-accumulateurs » ; Lobel *et al.*, 1982) et exclut tout traitement statistique ultérieur (Gordon *et al.*, 1980) ;
- analyser des individus présentant des tailles et un état physiologique similaires au sein d'un même lot et entre les différents lots à comparer ;
- normaliser *a posteriori* les résultats obtenus sur des ensembles d'individus hétérogènes prélevés de manière aléatoire par des modèles statistiques (régression multiple, analyse de covariance) en introduisant en tant que variable(s) explicative(s) ou covariable(s) la ou les variables biométriques exerçant une influence sur la bioaccumulation.; cependant, ces méthodes impliquent que la relation (coefficient de régression) entre ces variables biométriques et les concentrations soient constantes dans le temps et/ou géographiquement, ce qui n'est souvent pas le cas (Cossa *et al.*, 1980 ; Cossa, 1989) (voir cependant Andral & Stanisière, 1999) ;
- calculer les concentrations en métaux par rapport au poids des valves (reflétant davantage l'âge que le poids sec des chairs) plutôt qu'avec le poids sec des tissus (« shell-weight index ») afin de s'affranchir des variations saisonnières du poids des chairs (dépendant notamment de l'état reproducteur). Cette méthode présente donc surtout un intérêt pour un suivi dans le temps (Fischer, 1988 ; Soto *et al.*, 2000).

Cependant, avant de mettre en œuvre une ou plusieurs de ces approches, il nous a semblé intéressant d'évaluer au préalable la variabilité naturelle effective des concentrations en métaux entre individus d'une même station présentant des caractéristiques morphologiques variées et de comparer cette variabilité inter-individuelle entre plusieurs populations provenant de sites différents. Cette approche préliminaire descriptive a pu être mise en œuvre en particulier chez deux des trois espèces étudiées : *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon*, celles-ci étant présentes en grandes quantités à chaque station de récolte. Parmi les individus de ces deux espèces récoltées à chaque station, présentant des caractéristiques morphologiques hétérogènes, trente individus ont été sélectionnés par tirage aléatoire pour être analysés. Chaque bivalve ainsi retenu a été mesuré et pesé ; sa condition physiologique a en outre été évaluée par calcul d'un indice de condition. La troisième espèce, *Hyotissa hyotis*, a en revanche été récoltée en quantités bien inférieures et seuls dix individus par station ont été analysés, limitant l'intérêt d'une telle étude sur la variabilité. Par soucis d'homogénéité, les résultats des mesures biométriques et des concentrations en métaux dans les chairs pour cette espèce seront cependant présentés de manière identique aux deux autres.

Résultats pour *Gafrarium tumidum*

Caractéristiques biométriques des spécimens analysés

Trois variables biométriques ont été mesurées sur chacun des trente spécimens analysés pour chaque station : la longueur (L, en mm), correspondant à la plus grande dimension des valves ; le poids sec des chairs après lyophilisation (PS, en g) ; la masse des valves après séchage (Mv, en g). A partir de ces deux dernières variables, une quatrième variable correspondant à l'indice statique de condition physiologique (IC) a été calculée selon la formule suivante, recommandée par [Lucas & Beninger \(1985\)](#) : $IC = (PS/Mv) \times 1000$. Différentes autres méthodes de mesures ou de calculs de l'indice de condition chez les bivalves ont également été proposées ou discutées, voire recommandées (voir notamment [Lawrence & Scott, 1982](#) ; [Lucas & Beninger, 1985](#) ; [Hawkins & Rowell, 1987](#) ; [Crosby & Gale, 1990](#)), mais la formule utilisée demeure généralement la plus fréquemment employée, notamment par l'IFREMER ([Andral & Stanisière, 1999](#)). Comme son nom l'indique, l'indice de condition est sensé refléter l'état physiologique global d'un bivalve, incluant son état reproducteur, son état trophique mais également son état de santé vis-à-vis d'éventuelles maladies ou de stress en relation avec les conditions physico-chimiques de son milieu environnant, telles qu'une pollution notamment ([Lawrence & Scott, 1982](#) ; [Lucas & Beninger, 1985](#) ; [Crosby & Gale, 1990](#)).

La variabilité inter-individuelle et géographique des caractéristiques biométriques L et PS ainsi que de l'indice de condition IC des *Gafrarium tumidum* analysés est représentée en [figure 15](#). Les éventuelles différences intersites entre les valeurs prises par chacune de ces variables ont été recherchées par des analyses de rang de Kruskal-Wallis, puis à l'aide du test U de Mann-Whitney sur les données brutes totales ([tableau 14](#)). Aucune différence intersite significative n'a été détectée par l'analyse de rang de Kruskal-Wallis pour la longueur L ($p=0,0782$) et le poids sec PS ($p=0,1035$). Cependant, des comparaisons deux à deux selon le test de Mann-Whitney indiquent l'existence d'une différence significative entre la longueur des bivalves des stations D66 en Grande Rade et B34 en baie de Boulari ($p=0,015$) ainsi qu'entre ceux de la première station et les spécimens du site de référence relative Ouano ($p=0,042$), les bivalves de la Grande Rade étant dans les deux cas plus petits. De même, une différence de poids sec significative est donnée par le test de Mann-Whitney entre les spécimens de la Grande Rade et ceux de Ouano ($p=0,018$), les poids secs étant plus faibles chez les bivalves de la Grande Rade. En revanche, une différence intersite très hautement significative a été détectée en ce qui concerne l'indice de condition IC (Kruskal-Wallis, $p<0,001$), les individus de la station B34 en

baie de Boulari possédant des indices nettement plus faibles que ceux des stations D65 (Dumbéa), D66 (Grande Rade) et Ouano (Mann-Whitney, $p < 0,001$ pour chaque couple de station). Aucune différence significative n'a en revanche été observée entre les lots de bivalves provenant de ces trois dernières stations ($p > 0,05$).

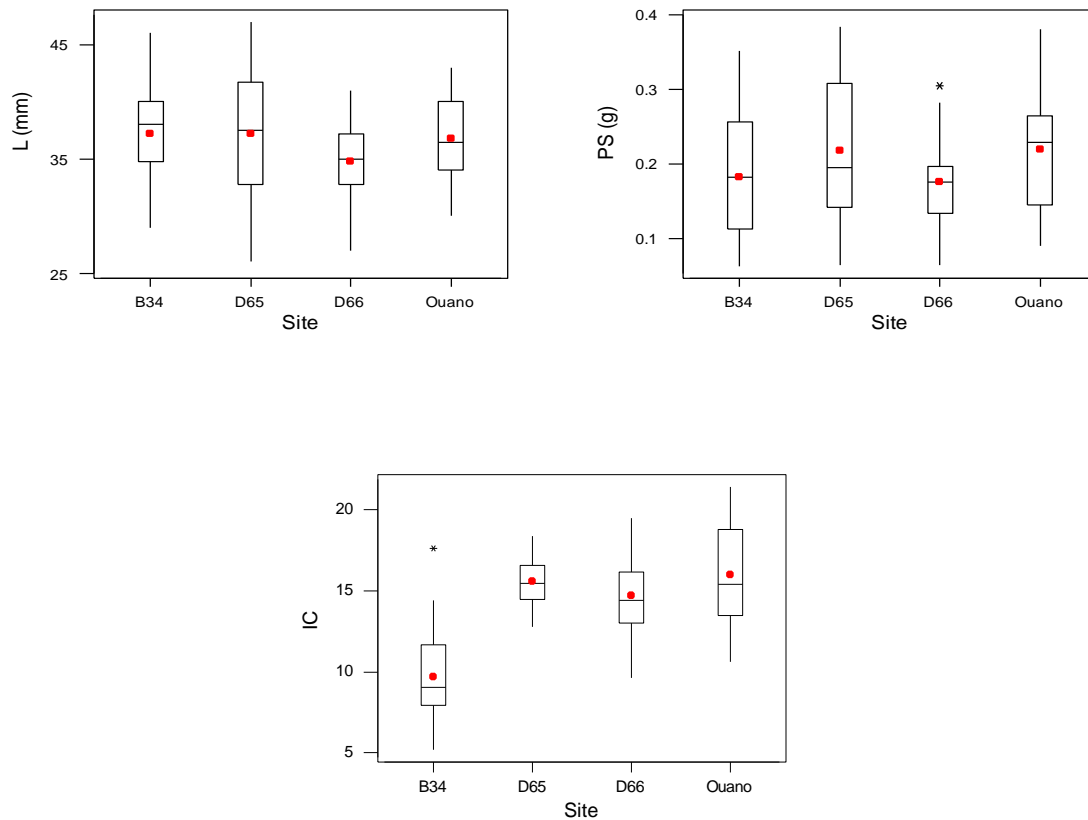


Figure 15 : Variabilité inter-individuelle et géographique des caractéristiques biométriques L et P et de l'indice de condition physiologique (IC) des individus analysés pour l'espèce *Gafrarium tumidum* (n=30) aux différentes stations. La médiane est représentée par un trait horizontal, la moyenne par un point.

Tableau 14 Résultats des tests U de Mann-Whitney de comparaisons des valeurs des variables biotiques entre les différents sites pour l'espèce *Gafrarium tumidum* (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$) ; avec **L** : longueur des valves, en mm ; **PS** : poids sec des chairs, en g ; **IC** : indice de condition (voir texte), et **D** : Dumbéa (st. D65) ; **GR** : Grande Rade (st. D66) ; **B** : Boulari (st. B34) ; **Ou** : Ouano.

Variable	D/GR	D/B	D/Ou	GR/B	GR/Ou	B/Ou
L	D=GR	D=B	D=Ou	GR<B*	GR<Ou*	B=Ou
PS	D=GR	D=B	D=Ou	GR=B	GR<Ou*	B=Ou
IC	D=GR	D>B***	D=Ou	GR>B***	GR=Ou	B<Ou***

Dans l'hypothèse de l'existence de relations significatives entre les variables morphologiques et/ou physiologiques et les niveaux de concentrations en métaux chez cette espèce, ces résultats

relatifs à la variabilité intersite de ces caractéristiques biométriques chez les spécimens analysés permettent d'identifier les éventuelles sources de biais dans l'interprétation des résultats de comparaison géographique des concentrations en métaux. Ainsi, la quasi absence de différence des valeurs prises par les variables « longueur » et « poids sec » entre les lots de trente individus analysés pour chaque site autorise *a priori* la comparaison intersite directe sans biais apparent des niveaux de concentration. En revanche, la forte différence des indices de condition observée entre la population de la station B34 en baie de Boulari avec celles des autres stations pourrait éventuellement entraîner une erreur d'interprétation si cette variable n'est pas prise en compte, en ne retenant par exemple que les résultats pour des individus possédant des indices de condition relativement similaires pour toutes les stations. Or, l'importance de la différence observée entre ces lots d'individus analysés sélectionnés de manière aléatoire et donc supposés représentatifs des populations totales des différentes stations soulève le problème de la standardisation *a posteriori* (celle-ci ne pouvant évidemment pas être effectuée sans sacrifier l'animal) des individus selon cette variable, le nombre de spécimens de la station B34 partageant des valeurs de IC proches de celles observées chez les individus des autres stations étant relativement réduit (figure 16). La sélection *a posteriori* des individus présentant à la fois des tailles et des indices de condition similaires entre les différentes stations apparaît donc illusoire dans le cadre de l'échantillonnage réalisé, l'analyse d'un nombre plus important de spécimens étant nécessaire.

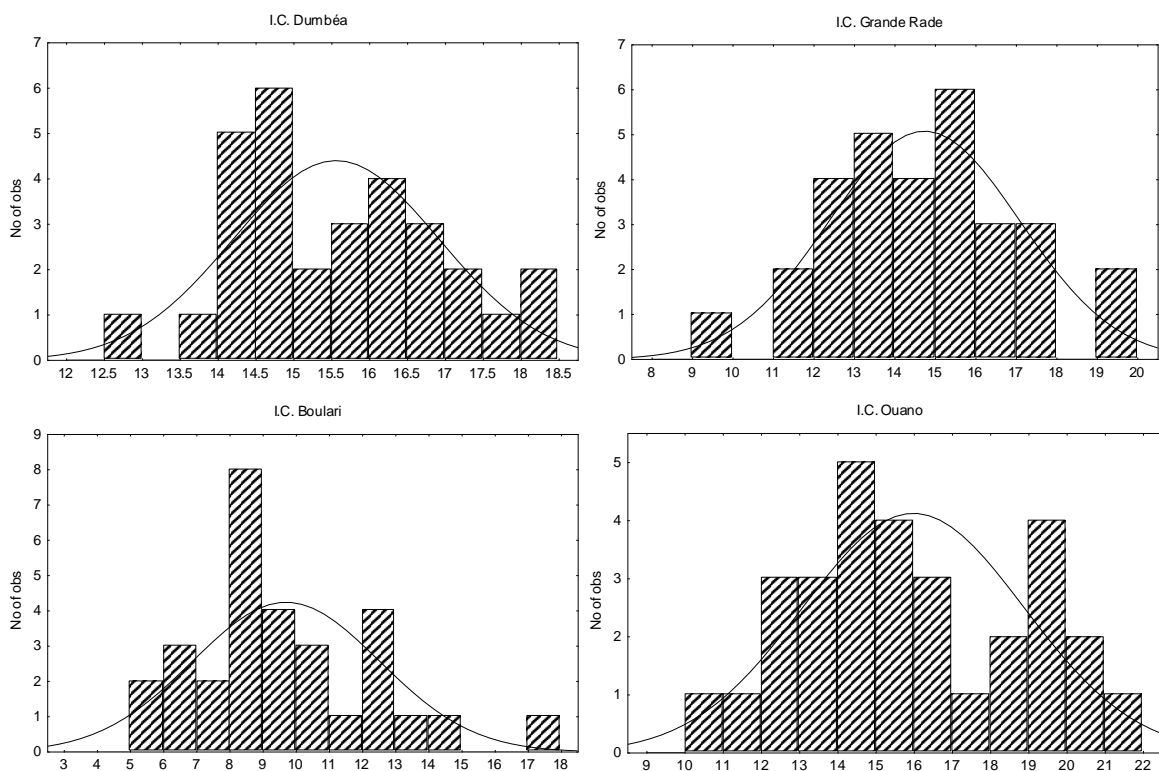


Figure 16 : Distribution de fréquence des indices de condition chez les lots de *Gafrarium tumidum* analysés provenant des différentes stations (n=30) (la courbe représente la distribution normale théorique).

Variabilité des concentrations en métaux

Les concentrations des différents métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) analysés chez les *G. tumidum* ainsi que leur variabilité inter-individuelle sont indiquées dans le [tableau 15](#). La comparaison de la variabilité inter-individuelle de ces concentrations entre les divers sites de récolte des deux espèces est représentée par la [figure 17](#).

Cette étude de la variabilité individuelle des concentrations en chacun des métaux dosés chez les lots de trente individus récoltés sur les quatre stations sélectionnées révèle notamment que la dispersion des valeurs des concentrations autour de la moyenne ou de la médiane varie nettement selon les métaux à une station donnée, mais également selon les stations pour un métal donné. Pour Cu, Zn, Ni et Mn, la plus forte dispersion des valeurs est observée pour le lot provenant de la station D66 en Grande Rade, comme l'attestent les valeurs des écarts-types (donc des variances) et des gammes dans lesquelles sont comprises la totalité des valeurs obtenues par rapport à celles relatives aux trois autres stations. La présence de valeurs anormalement fortes (extérieures à l'intervalle défini par les moustaches des boîtes de Tuckey) pour Cu, Ni et surtout Mn à cette station participe à la forte variance observée et induit un écart parfois important entre les valeurs de la moyenne et de la médiane, caractéristique d'une distribution asymétrique (donc non normale) de la population ; cependant, la relative importance des intervalles interquartiles (rassemblant 50 % des observations) et des queues de distribution pour ces métaux par rapport aux autres stations indique qu'outre ces valeurs extrêmes, une forte hétérogénéité des valeurs s'observe pour l'ensemble de la population analysée. Dans le cas du manganèse, de forts écarts-types sont également observés aux autres stations, mais ceux-ci sont davantage dus à la présence de valeurs extrêmes, d'où les très fortes différences observées entre les valeurs des moyennes et des médianes.

Les plus fortes valeurs d'écarts-types et des gammes de concentrations en Al, Cr et Fe sont en revanche observées aux stations estuariennes B34 en baie de Boulari et D65 en baie de Dumbéa. Pour Co, la plus forte dispersion est observée à la station de Boulari uniquement, les valeurs des précédents paramètres relatifs aux spécimens de Dumbéa étant similaires, voire inférieures à celles du lot de Ouano. La présence de plusieurs valeurs anormalement élevées a également été détectée à toutes les stations pour Fe, à toutes les stations sauf celle de la Grande Rade pour Al, uniquement à la station D66 pour Co (avec également une valeur anormalement faible, la seule détectée dans l'étude de cette espèce), ainsi qu'aux stations de Boulari et de Ouano pour Cr. La plupart de ces valeurs particulièrement fortes entraîne donc une forte asymétrie des distributions et de forts écarts entre la moyenne et la médiane, d'où un non respect des conditions d'application des analyses de variances paramétriques permettant de comparer les niveaux de concentrations entre stations si ces valeurs sont conservées. Comme précédemment, l'étude des intervalles interquartiles indique que bien que ces valeurs augmentent considérablement la variance intragroupe, une réelle hétérogénéité des autres valeurs semble exister pour ces métaux à ces deux stations.

Ces différentes observations concernant les distributions des concentrations en plusieurs métaux chez des lots de trente individus hétérogènes d'un point de vue morphologique et physiologique révèlent donc l'existence d'une variabilité inter-individuelle parfois relativement importante des concentrations selon les stations et les métaux considérés. Cette variabilité semble également d'autant plus forte que les valeurs des concentrations sont élevées. La comparaison statistique des concentrations de chaque métal entre les lots provenant des différents sites permettra de déterminer si cette variabilité inter-individuelle intrastation occulte ou non la variabilité intersite.

Tableau 15. : Variabilité inter-individuelle et géographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) chez le bivalve *Gafrarium tumidum* récolté dans différents sites en zone intertidale (n=30 individus par station, de taille hétérogène). **D** : Dumbéa (st. D65) ; **GR** : Grande Rade (st. D66) ; **B** : Boulari (st. B34) et **OU** : Ouano (station unique) ; **s** : écart-type ; **CV** : coefficient de variation ; **IQ** : intervalle inter-quartile.

Métaux	Sites	Moy.	s	CV (%)	Médiane	IQ	Min.	Max.	Gamme
<u>Al</u>	D	23.4	31.7	136	15.9	13.2	6.2	172.2	166.0
	GR	10.4	4.8	46	9.3	6.1	3.7	21.2	17.5
	B	22.3	16.9	76	16.2	17.0	5.7	67.9	62.2
	OU	15.5	9.0	58	13.1	7.1	2.6	47.5	44.8
<u>Co</u>	D	4.95	1.80	36	4.49	2.56	2.55	8.73	6.17
	GR	3.43	1.12	33	3.36	0.93	1.02	7.04	6.02
	B	7.89	3.21	41	6.97	4.26	3.18	16.21	13.03
	OU	4.08	2.08	51	3.45	3.52	1.00	8.15	7.15
<u>Cr</u>	D	4.57	2.71	59	3.85	4.28	1.35	10.19	8.85
	GR	4.89	1.27	26	4.50	1.75	1.54	8.09	6.55
	B	9.20	9.06	98	5.09	6.16	1.68	40.41	38.73
	OU	1.10	0.77	70	0.93	0.79	0.33	3.78	3.46
<u>Cu</u>	D	8.03	1.28	16	8.06	2.22	5.63	10.04	4.41
	GR	39.3	22.5	57	33.6	23.8	12.1	116.8	104.7
	B	5.48	1.11	20	5.37	1.97	3.70	7.43	3.74
	OU	5.39	0.83	15	5.41	0.98	4.13	8.05	3.92
<u>Fe</u>	D	1652	816	49	1477	988	679	4245	3566
	GR	1353	379	28	1292	488	718	2234	1516
	B	1389	709	51	1226	722	619	3720	3101
	OU	866	436	50	859	550	368	2471	2103
<u>Mn</u>	D	31.2	37.5	120	14.3	37.2	2.2	147.2	144.9
	GR	94.4	84.2	89	78.9	81.7	7.9	338.6	330.8
	B	19.0	38.0	200	7.5	11.2	1.9	202.7	200.8
	OU	13.5	15.0	112	7.3	11.8	2.2	59.2	57.0
<u>Ni</u>	D	33.9	11.5	34	33.1	14.5	17.3	63.6	46.3
	GR	96.7	27.6	29	99.8	32.4	51.7	163.2	111.5
	B	41.0	12.4	30	40.6	15.8	19.0	69.0	50.0
	OU	21.3	5.4	26	21.4	8.2	8.7	32.6	23.9
<u>Zn</u>	D	63.6	11.6	18	61.0	18.4	50.7	94.1	43.4
	GR	149.0	37.6	25	139.0	52.2	87.0	226.2	139.2
	B	54.4	8.1	15	53.4	11.1	43.5	74.4	30.9
	OU	55.4	6.1	11	55.7	8.7	43.1	67.9	24.8

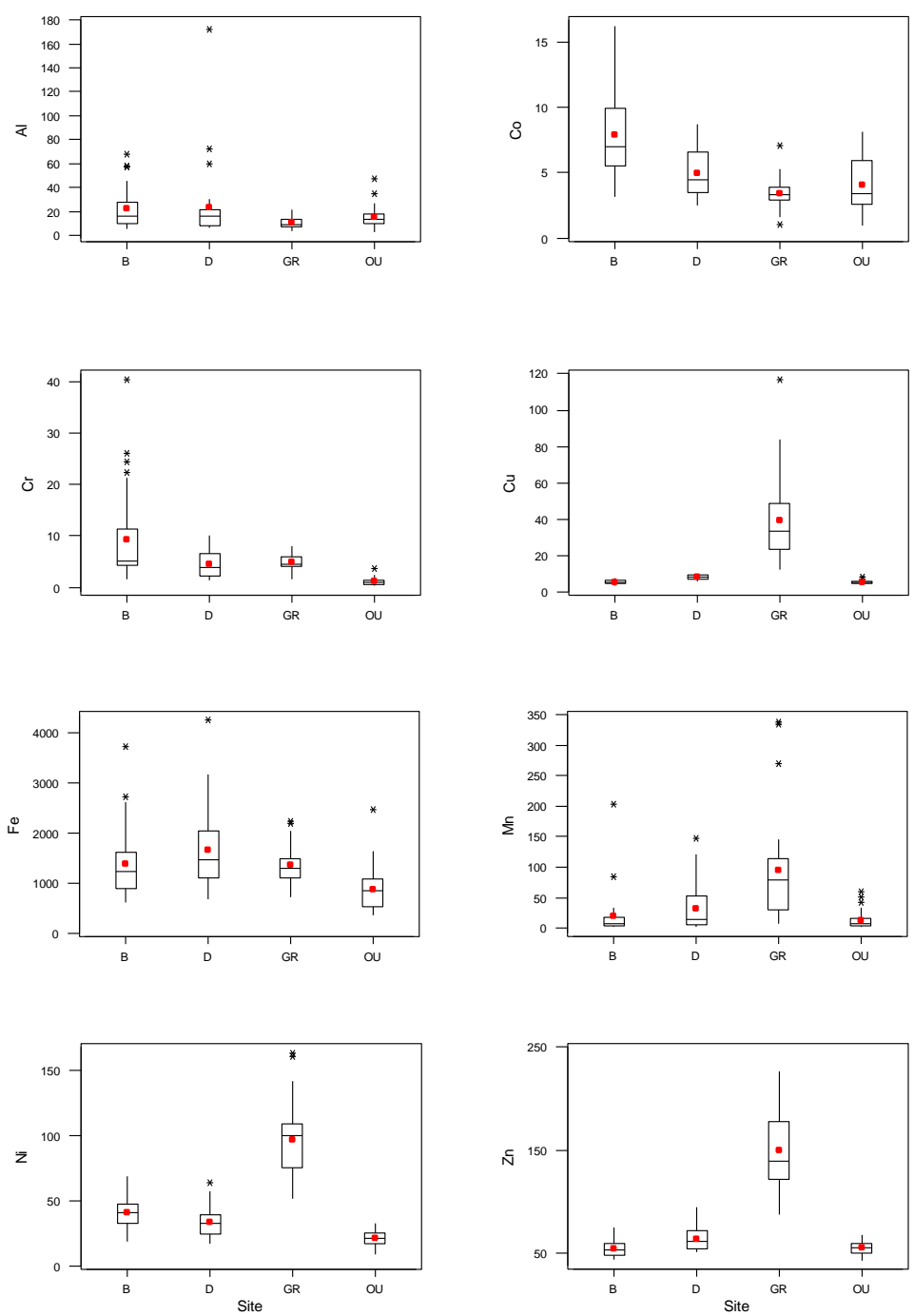


Figure 17 : Variabilité inter-individuelle et géographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) chez le bivalve *Gafrarium tumidum* selon les sites (n=30). La médiane est représentée par un trait horizontal, la moyenne par un point.

Résultats pour *Isognomon isognomon*

Caractéristiques biométriques

Quatre variables biométriques ont été mesurées chez les trente spécimens de l'espèce *Isognomon isognomon* récoltés sur les cinq stations sélectionnées pour cette étude : la longueur des valves (L, en mm) mesurée selon l'axe médian à partir de la charnière, la longueur de la charnière (LC, en mm), le poids sec des chairs après lyophilisation (PS, en g) et la masse des valves sèches (Mv, en g). De même qu'avec la précédente espèce, l'indice de condition (IC) de chaque spécimen analysé a été calculé de manière identique. La variabilité inter-individuelle et géographique des variables biométriques L, LC et PS ainsi que de l'indice de condition pour cette espèce a été représentée (figure 18).

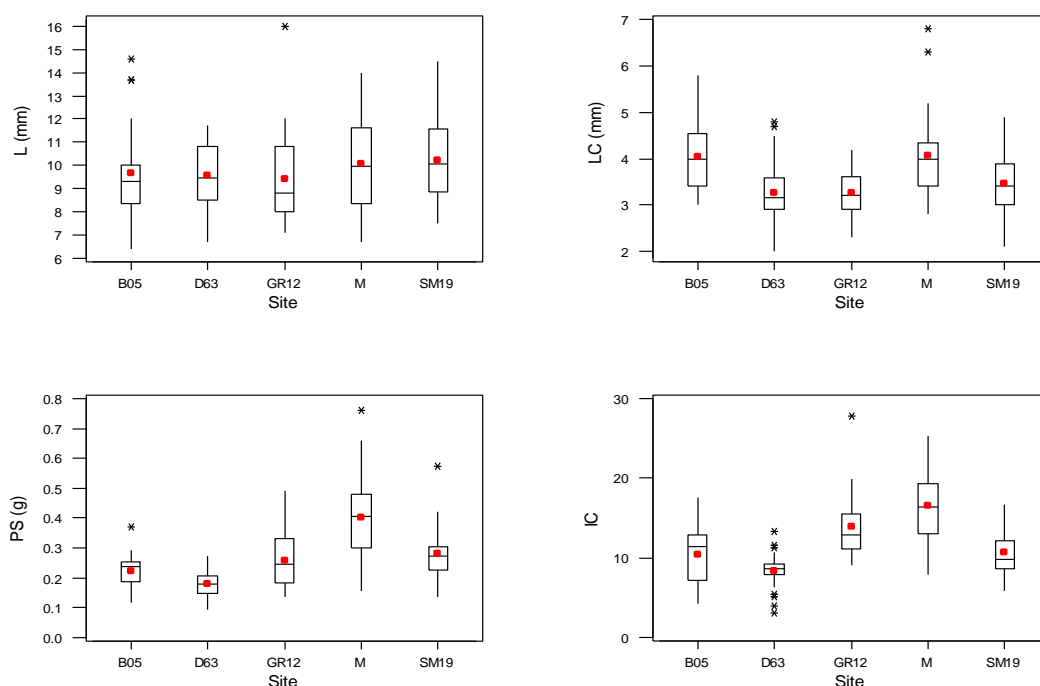


Figure 18 : Variabilité inter-individuelle et géographique de certaines caractéristiques biométriques et de l'indice de condition physiologique des individus analysés pour l'espèce *Isognomon isognomon* (n=30) aux différentes stations. Avec **B05** : baie de Boulari ; **D63** : baie de Dumbéa ; **GR12** : st. D12, Grande Rade ; **M** : st. M26, baie Maa ; **SM19** : st. N19, baie de Sainte-Marie.

Les valeurs des différentes variables biométriques ont été comparées entre les divers sites par des tests non paramétriques. Aucune différence significative entre sites n'a été détectée pour la variable L (Kruskal-Wallis, $p=0,3199$). En revanche, des différences très hautement significatives ont été mises en évidence pour les variables LC, PS et IC (tableau 16). Les populations des stations de la baie de Boulari et de la baie Maa présentent des longueurs de charnière significativement supérieures à celles des autres stations ($p<0,01$ à $p<0,001$), tandis qu'aucune différence significative n'apparaît entre les deux premières stations ainsi qu'entre les trois autres stations ($p>0,05$). Les spécimens de la baie Maa présentent des valeurs de poids sec significativement supérieures à celles des populations des quatre autres stations ($p<0,001$), tandis que ceux de la station de la baie de Dumbéa possèdent les poids secs les plus faibles ($p<0,01$ à $p<0,001$). Aucune différence significative n'est détectée entre les spécimens de Boulari et ceux

de la Grande Rade, ainsi qu'entre ces derniers et ceux de Sainte-Marie. En revanche, les spécimens de cette dernière baie possèdent des poids secs significativement supérieurs à ceux de la baie de Boulari ($p < 0,01$). L'indice de condition montre un schéma relativement similaire à celui du poids sec, dont il dépend en partie : les individus de la baie Maa analysés possèdent les IC les plus élevés ($p < 0,01$ à $p < 0,001$) tandis que ceux de la baie de Dumbéa présentent les IC les plus faibles ($p < 0,05$ à $p < 0,001$). Cependant, les individus analysés provenant de la Grande Rade ont des IC significativement supérieurs à ceux récoltés en baie de Sainte-Marie ($p < 0,001$) et de Boulari ($p < 0,01$), contrairement à ce qui avait été observé avec la variable PS.

Tableau 16 : Résultats des tests U de Mann-Whitney de comparaison des valeurs des variables biotiques entre les différents sites pour l'espèce *Isognomon isognomon* (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$) ; avec **LC** : longueur de la charnière, en mm ; **PS** : poids sec des chairs, en g ; **IC** : indice de condition (voir texte), et **D** : Dumbéa (st. D65) ; **GR** : Grande Rade (st. D66) ; **B** : Boulari (st. B34) ; **M** : Maa (st. M26).

	B/D	B/GR	B/M	B/SM	D/GR	D/M	D/SM	GR/M	GR/SM	SM/M
LC	B>D ***	B>GR ***	B=M	B>SM **	D=GR	D<M ***	D=SM	GR<M ***	GR=SM	SM<M **
PS	B>D **	B=GR	B<M ***	B<SM **	D<GR ***	D<M ***	D<SM ***	GR<M ***	GR=SM	SM<M ***
IC	B>D *	B<GR **	B<M ***	B=SM	D<GR ***	D<M ***	D<SM **	GR<M **	GR>SM ***	SM<M ***

De manière similaire à l'espèce précédente, aucune différence significative de longueur des valves d'*Isognomon isognomon* n'a été observée entre les cinq lots analysés et la comparaison directe de l'ensemble des trente individus par station peut alors être envisagée. En revanche, des différences significatives apparaissent entre les lots provenant de la baie Maa et de la baie de Boulari et les spécimens des stations de Dumbéa, de la Grande Rade et de Sainte-Marie pour la variable « longueur de la charnière ». La sélection d'individus possédant des indices de condition suffisamment proches et communs aux cinq stations peut là encore s'avérer délicate, mais celle-ci semble toutefois plus envisageable pour cette espèce qu'avec à la précédente, comme l'indique l'étude des distributions de fréquence de cette variable pour les différents lots analysés (figure 19).

Variabilité des concentrations en métaux

L'étude de la variabilité individuelle des concentrations en métaux chez *Isognomon isognomon* (tableau 17 et figure 20) aux diverses stations de récolte fournit des résultats globalement assez similaires à ceux précédemment obtenus avec l'espèce *Gafrarium tumidum*, avec toutefois certaines différences. Un nombre nettement plus élevé de valeurs extrêmes supérieures aux intervalles définis par les moustaches s'observe pour cette seconde espèce par rapport à la première, induisant de fortes asymétries des distributions pour certains métaux à différentes stations. Les concentrations en Al, Co, Cr, Fe mais également Ni chez *Isognomon isognomon* montrent les plus fortes dispersions aux deux stations sous influence terrigène (B05 en baie de Boulari et D63 en baie de Dumbéa). La forte dispersion des valeurs pour chacun de ces métaux à la station B05 est due à une réelle hétérogénéité des concentrations chez l'ensemble des spécimens comme en témoignent les forts intervalles interquartiles. Celle observée pour le lot provenant de la station D63 s'explique davantage par la présence de nombreuses valeurs extrêmes, le reste des individus présentant des concentrations nettement moins hétérogènes que celles des spécimens de Boulari. Les concentrations en nickel dans les individus de la station D12 en Grande Rade présentent également une assez forte variabilité, principalement due

également à la présence de plusieurs valeurs anormalement élevées. En ce qui concerne Cu et Zn, les plus fortes dispersions des valeurs de concentration s'observent chez les spécimens de la baie de Sainte-Marie pour le premier métal et chez ceux de la Grande Rade pour le second ; l'importance des intervalles interquartiles et des queues de distribution indiquent que cette hétérogénéité des valeurs concerne l'ensemble de la population analysée. Le manganèse présente quant à lui des différences de distributions moins marquées que chez les autres métaux entre les diverses stations. La plus forte dispersion est observée chez les individus provenant de la baie de Boulari, celle-ci étant en partie due à la présence d'une valeur anormalement élevée. Les distributions des concentrations chez les spécimens des quatre autres stations sont quant à elles très similaires.

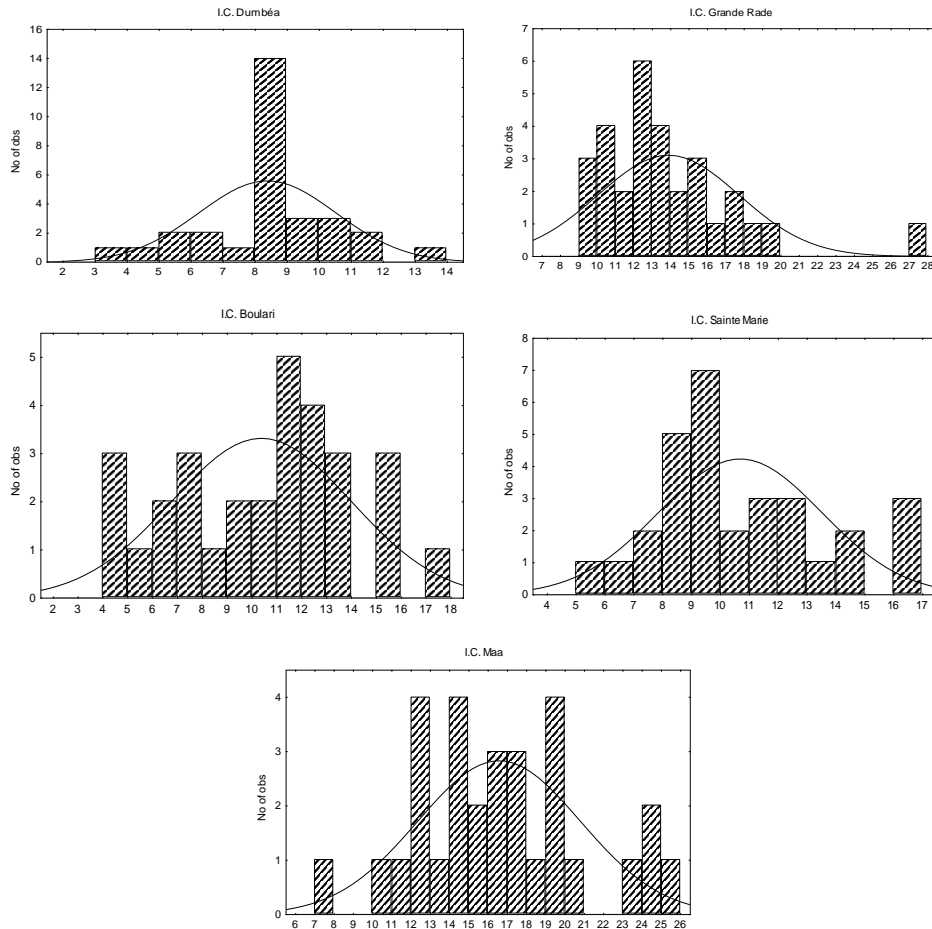


Figure 19 : Distribution de fréquence des indices de condition chez les lots d'*Isognomon isognomon* analysés provenant des différentes stations (n=30).

Tableau 17 : Variabilité inter-individuelle et géographique des concentrations en métaux ($\mu\text{g.g}^{-1}$) chez *Isognomon isognomon* (n=30 individus par station, de taille hétérogène). **D** : Dumbéa (D63) ; **GR** : Grande Rade (D12) ; **SM** : Sainte-Marie (N19) ; **B** : Boulari (B05) et **M** : Maa (M26).

Métaux	Sites	Moy.	s	CV (%)	Médiane	IQ	Min.	Max.	Gamme
Al	D	61.5	40.4	66	50.3	32.5	25.2	184.2	159.0
	GR	35.9	15.2	42	32.9	20.5	13.3	77.4	64.2
	SM	24.2	7.1	29	22.9	8.4	11.9	38.0	26.2
	B	113.5	80.2	71	77.3	84.8	36.5	340.3	303.8
	M	27.1	17.3	64	24.6	15.0	10.0	103.5	93.5
Co	D	1.64	0.88	54	1.38	0.58	0.90	4.16	3.27
	GR	0.72	0.36	50	0.67	0.35	0.15	1.91	1.75
	SM	0.71	0.36	51	0.65	0.40	0.24	1.92	1.68
	B	2.25	0.99	44	1.94	1.33	0.68	5.06	4.38
	M	0.25	0.11	42	0.23	0.12	0.09	0.64	0.54
Cr	D	6.1	4.3	70	4.5	2.4	2.7	20.6	17.9
	GR	3.7	1.3	34	3.7	1.6	1.5	6.6	5.1
	SM	2.9	1.2	40	2.5	1.6	1.1	6.6	5.4
	B	8.9	5.6	62	6.8	4.8	2.7	23.4	20.6
	M	1.3	0.5	39	1.2	0.5	0.8	3.1	2.3
Cu	D	18.9	7.3	39	18.7	7.2	9.6	41.8	32.2
	GR	27.4	6.5	24	26.0	9.1	17.3	44.3	27.0
	SM	43.8	20.6	47	37.4	26.4	16.9	102.1	85.2
	B	13.7	5.1	38	13.0	5.1	5.8	31.1	25.3
	M	9.8	1.4	14	9.5	1.4	6.6	13.1	6.5
Fe	D	560	328	59	451	131	295	1768	1473
	GR	325	83	26	338	107	126	503	377
	SM	273	95	35	274	137	111	470	359
	B	658	410	62	486	332	259	1924	1666
	M	218	65	30	210	64	143	406	263
Mn	D	23.9	9.0	38	22.5	11.7	10.9	49.3	38.5
	GR	17.3	9.3	54	14.8	14.1	5.7	36.9	31.2
	SM	20.7	10.3	50	18.6	12.4	6.7	42.7	36.0
	B	30.7	11.8	39	30.3	17.9	7.6	68.0	60.4
	M	23.3	9.6	41	20.6	15.5	6.5	42.5	36.0
Ni	D	18.00	10.97	61	14.04	9.87	8.52	56.28	47.76
	GR	13.12	9.33	71	10.30	5.16	3.27	41.18	37.90
	SM	6.22	3.73	60	5.43	2.93	2.96	22.52	19.56
	B	22.90	11.32	49	18.46	15.59	8.15	50.02	41.87
	M	2.54	0.59	23	2.48	0.87	1.58	3.72	2.14
Zn	D	3978	2256	57	3111	1380	1938	10704	8765
	GR	9927	4880	49	9817	7063	3146	22536	19390
	SM	4389	2319	53	4061	3100	517	10338	9821
	B	2339	1171	50	2076	1163	645	4958	4313
	M	1053	529	50	935	567	485	3115	2630

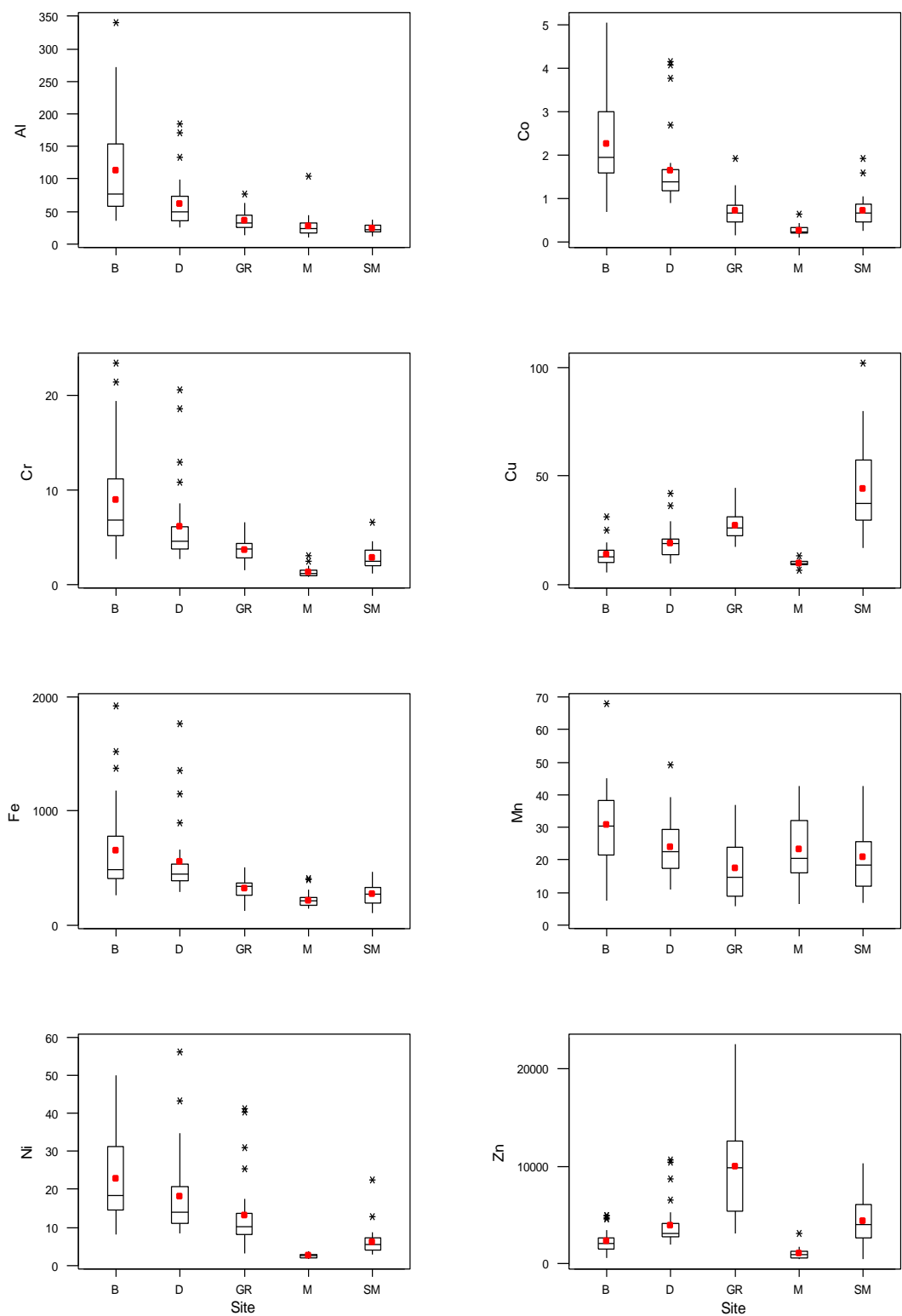


Figure 20 : Variabilité inter-individuelle et géographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$) chez le bivalve *Isognomon isognomon* selon les sites (n=30) ; avec **B** : Boulari ; **D** : Dumbéa ; **GR** : Grande Rade ; **M** : Maa ; **SM** : Sainte-Marie.

Résultats pour *Hyotissa hyotis*

Les spécimens de l'espèce *Hyotissa hyotis* ont été rencontrés en quantités bien inférieures à celles des deux précédentes espèces et seuls dix individus ont été analysés pour chacune des deux stations de récolte. L'étude de la variabilité inter-individuelle ne sera donc pas détaillée comme chez *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon*.

Caractéristiques biométriques

Seules deux variables biométriques ont été mesurées sur cette espèce (figure 21) : la longueur L des valves (en mm) et le poids sec des tissus (en g). Les individus provenant de la station B05 en baie de Boulari disponibles pour l'analyse présentent une forte hétérogénéité de taille comparée à celle des spécimens de la station D46 en baie de Dumbéa. La différence entre les deux stations pour cette variable est significative (Mann-Whitney, $p=0,044$). En revanche, les spécimens des deux sites présentent une hétérogénéité de poids sec des chairs relativement similaire ; aucune différence significative n'est détectée entre les deux stations pour cette seconde variable biométrique (Mann-Whitney, $p=0,545$).

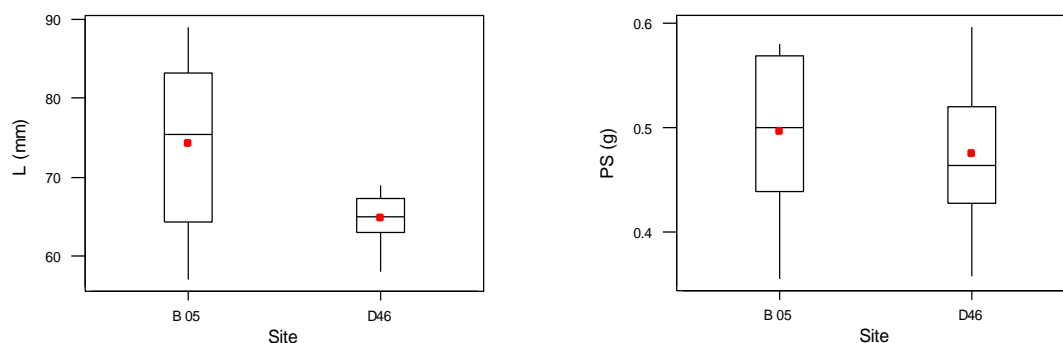


Figure 21 : Caractéristiques biométriques des individus analysés pour l'espèce *Hyotissa hyotis* ($n=10$) provenant de deux stations de récolte. **L** : longueur des valves, et **P.S.** : poids sec après lyophilisation.

Variabilité des concentrations en métaux

Les concentrations des différents métaux présents dans les chairs des *Hyotissa hyotis* analysés (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec) et leur variabilité inter-individuelle sont indiquées dans le [tableau 18](#). La comparaison des distributions des concentrations en métaux entre les deux sites est représentée à la [figure 22](#).

Les plus fortes dispersions des valeurs de concentrations sont observées chez les spécimens de la station B05 en baie de Boulari pour tous les métaux à l'exception du cuivre. Comme dans le cas des deux précédentes espèces, celles-ci sont généralement associées aux valeurs les plus élevées. Des valeurs anormalement élevées sont fréquemment observées à la station D46 (pour Cr, Fe et Mn) ou même aux deux stations (Al, Co, Ni). En revanche, aucune valeur extrême n'est détectée pour les deux stations en ce qui concerne Cu et Zn.

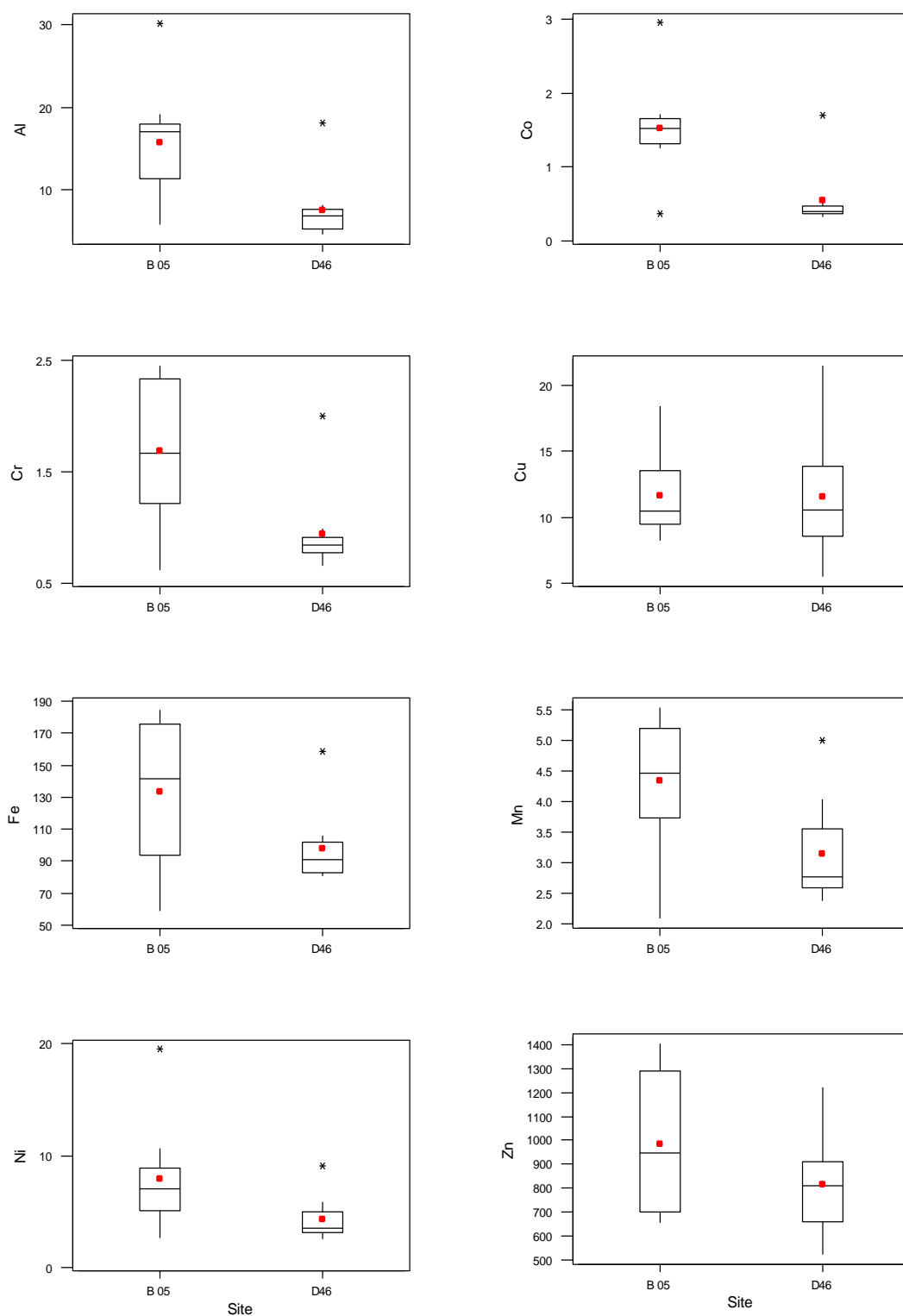


Figure 22 : Variabilité inter-individuelle et géographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec) chez le bivalve *Hyotissa hyotis* aux deux sites de récolte (n=10) ; **B05** : baie de Boulari ; **D46** : baie de Dumbéa.

Tableau 18 : Variabilité inter-individuelle et géographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$) chez le bivalve *Hyotissa hyotis* récolté dans deux sites en zone subtidale (n=10). **B** : Boulari (st. B05) et **D** : Dumbéa (st. D46).

Métaux	Site	Moy.	s	CV (%)	Médiane	Min.	Max.	Gamme
<u>Al</u>	B	15.7	6.7	42.4	17.0	5.7	30.2	24.5
	D	7.4	3.9	53.0	6.7	4.5	18.1	13.6
<u>Co</u>	B	1.52	0.63	41.3	1.52	0.37	2.95	2.58
	D	0.54	0.41	76.1	0.41	0.32	1.7	1.38
<u>Cr</u>	B	1.68	0.65	38.5	1.67	0.62	2.45	1.83
	D	0.94	0.38	41.0	0.85	0.66	2.00	1.34
<u>Cu</u>	B	11.61	3.08	26.6	10.50	8.20	18.40	10.20
	D	11.57	4.68	40.4	10.55	5.50	21.50	16.00
<u>Fe</u>	B	133.1	45.1	33.9	141.4	59.0	184.5	125.5
	D	97.7	23.3	23.9	91.3	80.4	158.7	78.3
<u>Mn</u>	B	4.34	1.09	25.0	4.47	2.09	5.54	3.45
	D	3.15	0.83	26.3	2.78	2.37	5.01	2.64
<u>Ni</u>	B	7.89	4.61	58.5	7.07	2.65	19.51	16.86
	D	4.30	1.94	45.1	3.56	2.53	9.04	6.51
<u>Zn</u>	B	984	275	27.9	949	658	1404	746
	D	816	204	25.0	813	523	1221	698

Discussion

La connaissance de la variabilité inter-individuelle intrasite des concentrations en métaux chez les espèces bioaccumulatrices est un élément crucial pour l'optimisation de l'utilisation des bioindicateurs quantitatifs pour le suivi temporel ou géographique des niveaux de contamination du milieu (Gordon *et al.*, 1980 ; Boyden & Phillips, 1981 ; Wright *et al.*, 1985 ; Amiard *et al.*, 1989 ; Daskalakis, 1996). Cette étude statistique descriptive de la distribution des concentrations en certains métaux accumulés dans les chairs *in toto* des bivalves étudiés, en particulier *G. tumidum* et *I. isognomon*, représente donc une approche préliminaire nécessaire dans le cadre de la recherche de nouvelles espèces bioindicatrices. De même que les études précédemment citées, celle-ci révèle l'existence d'une variabilité inter-individuelle parfois forte des concentrations en métaux. La comparaison des distributions de ces concentrations entre les différents métaux et entre les différentes stations de récolte pour chacun d'eux montre toutefois que celles-ci varient généralement d'une part selon les métaux à une station donnée, et d'autre

part selon les stations pour un métal donné. Cette dispersion des valeurs individuelles pour un métal donné est généralement plus importante chez les populations analysées présentant la plus forte concentration moyenne et/ou médiane pour ce métal. La construction et l'étude de boîtes de Tuckey permet de mettre en évidence la présence de valeurs anormalement élevées assez fréquentes pour certains métaux, de queues de distribution s'allongeant fréquemment du côté des valeurs supérieures et de différences parfois assez marquées entre les valeurs des moyennes et des médianes. L'ensemble de ces observations indique clairement que les distributions observées pour les différents métaux aux diverses stations sont donc souvent non normales et présentent une asymétrie positive. De telles distributions ont précédemment été rapportées pour différents métaux et différentes espèces de mollusques et semblent relativement fréquentes (Lobel *et al.*, 1982 ; Wright *et al.*, 1985 ; Lobel, 1986 ; Baldwin & Maher, 1997 ; Gay & Maher, 2003)

Les spécimens analysés ayant été sélectionnés de manière aléatoire parmi les populations naturelles, ceux-ci présentent théoriquement une relative hétérogénéité du point de vue morphologique à chaque station de récolte. Ceci a été confirmé par l'étude statistique réalisée sur certaines variables biométriques mesurées chez ces individus avant leur analyse. Bien que cette hétérogénéité varie sensiblement selon les sites pour chacune des espèces étudiées, aucune différence significative de longueur de valves (L) n'a été détectée entre les lots de trente spécimens des diverses stations comparées pour *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon*. En revanche, une différence de longueur tout juste significative existe entre les deux lots de dix individus de la troisième espèce, *Hyotissa hyotis*. Aucune différence significative de poids sec des chairs n'a en outre été observée entre les divers lots pour les espèces *G. tumidum* et *H. hyotis*, tandis qu'une différence très hautement significative a été trouvée pour cette variable chez les *I. isognomon* des diverses stations. Enfin, des différences intersites des indices de condition physiologique également très hautement significatives ont été détectées pour *G. tumidum* et *I. isognomon*. Les *G. tumidum* récoltés en fond de baie de Boulari se distinguent tout particulièrement par les faibles valeurs de leurs indices de condition par rapport à ceux provenant des trois autres stations. Un résultat similaire a également été obtenu pour cette espèce suite à une récolte ultérieure (données non présentées) sur ces mêmes sites. Ce constat n'est *a priori* pas attribuable à une différence de l'état reproducteur des spécimens des lots comparés, tous les individus des diverses stations ayant été récoltés pendant une période correspondant généralement au repos sexuel (donc à une relative stabilité physiologique, soit en avril et mai) chez cette espèce (Baron, 1992). Ceci n'a cependant pas été vérifié lors de la préparation des échantillons. Différents autres facteurs peuvent être avancés pour expliquer cette observation, tels qu'une différence de quantité et/ou de qualité de la nourriture disponible, une éventuelle maladie ou bien encore des stress physico-chimiques. Parmi ceux-ci, la présence d'apports fluviaux importants en particules fines en suspension susceptibles d'entraîner un colmatage des branchies (Baron, 1992) ou de certaines formes métalliques potentiellement toxiques telles que des oxydes et hydroxydes de fer notamment pourrait également en être à l'origine, bien que les spécimens de l'autre site estuarien en fond de baie de Dumbéa ne présentent pas d'indices aussi faibles. Une étude spécifique est donc nécessaire pour conclure.

L'existence de relations allométriques liant les niveaux de concentration en certains métaux et des variables biométriques telles que la taille ou le poids des chairs a la plupart du temps été mise en évidence précédemment chez de nombreuses espèces animales, dont les bivalves (Newman & Heagler, 1991). La variabilité inter-individuelle intrastation parfois importante des concentrations en certains métaux observée dans notre étude est donc supposée s'expliquer en grande partie par les différences de taille, de poids et/ou d'état physiologique entre les spécimens d'une station donnée, selon les métaux. L'identification effective de telles relations n'a cependant pas été réalisée dans le cadre de ce travail et devra donc être effectuée par la suite. Outre l'éventualité d'une origine non naturelle liée à une contamination secondaire ou la

présence résiduelle de sédiments dans les tissus lors de l'échantillonnage, de la préparation ou de l'analyse des échantillons, certaines valeurs extrêmes de concentrations observées pourraient donc en partie être attribuées à des individus présentant des caractéristiques biométriques différent nettement des autres. Cependant, l'existence de quelques individus « super-accumulateurs » possédant une capacité de bioaccumulation supérieure à celle de spécimens de même taille ou état physiologique pourrait également être évoquée pour certains métaux et certaines stations (Lobel *et al.*, 1982 ; Wright *et al.*, 1985). Plusieurs études ont en effet montré que dans le cas du Zn (élément essentiel) chez *Mytilus edulis*, une forte variabilité inter-individuelle des concentrations n'était pas expliquée par des variables biométriques, physiologiques, environnementales ou encore liée au sexe et a donc été qualifiée de variabilité résiduelle (« inherent variability » en anglais) (Boyden & Phillips, 1981 ; Lobel *et al.*, 1982). Egalement constatée pour de nombreux autres éléments, celle-ci proviendrait notamment de la forme de stockage (soluble ou insoluble) des métaux dans les tissus et d'une différence d'accumulation dans un organe accumulateur prépondérant (reins notamment) entraînant des variations significatives de concentrations dans les chairs *in toto* chez des individus de même taille (Lobel, 1986 ; Lobel *et al.*, 1991). Les facteurs génétiques jouent également probablement un rôle non négligeable (Boyden & Phillips, 1981). Dans l'hypothèse où ces valeurs hors normes ne résultent pas des différences biométriques, la présence de tels individus peut entraîner des biais dans l'estimation des niveaux de concentration moyens, en particulier si on applique la méthode du « pooling » dans le cadre d'une surveillance biologique (Lobel *et al.*, 1982) ; de plus, l'effet de telles valeurs extrêmes induit généralement un non respect des conditions d'application des tests paramétriques de comparaison de moyenne (ANOVA) parfois même après transformation des données et doivent donc être éliminés (Wright *et al.*, 1985). Des analyses non paramétriques permettant de limiter leur effet et de s'affranchir de la normalité des distributions représentent une solution alternative permettant de les conserver ; cette seconde approche sera mise en œuvre dans le paragraphe suivant.

Outre l'effet potentiel de ces caractéristiques biométriques et/ou physiologiques sur la variabilité inter-individuelle des concentrations en métaux à une station donnée, des différences significatives de l'une ou plusieurs de ces variables entre des populations vivant dans différents sites peuvent également entraîner des biais dans l'interprétation des résultats des comparaisons intersites des niveaux de concentration, selon les métaux et les relations existantes. Les différentes méthodes proposées pour éliminer ou réduire cette variabilité ont été présentées au début de ce paragraphe. Parmi celles-ci, la plus simple et la plus fréquemment mise en œuvre consiste à n'analyser que des spécimens de même taille, ce qui permet ainsi de réduire considérablement la variance intragroupe (Amiard *et al.*, 1989). Cependant, dans le cas de relations entre la bioaccumulation de certains métaux et la condition physiologique des spécimens (Boalch *et al.*, 1981 ; Andral & Stanisière, 1999), cette sélection des individus ne peut au contraire se faire qu'*a posteriori* après sacrifice de l'animal et pesée des valves et chairs sèches. Or, les distributions de fréquence des valeurs prises par cette variable peuvent être suffisamment différentes entre sites pour entraîner un problème d'insuffisance du nombre de spécimens partageant des valeurs communes. Un échantillonnage plus important est alors nécessaire, comme ceci a été montré pour l'espèce *Gafrarium tumidum* à la station de Boulari. L'approche de modélisation puis de normalisation statistique des indices de condition de spécimens provenant de divers sites soumis à des conditions trophiques différentes, telle que celle développée pour la moule dans le cadre du réseau intégrateur biologique (RINBIO) de l'IFREMER (Andral & Stanisière, 1999), représente de ce point de vue une alternative intéressante permettant de s'affranchir de ce problème. Cependant, l'effet de nombreuses conditions liées au cycle biologique de l'animal et à son exposition aux métaux dans le milieu sur la variabilité des relations entre l'indice de condition et les différents métaux doivent préalablement être étudiées avant de pouvoir valider la méthode.

Gafrarium tumidum

La variabilité intersite des concentrations en métaux chez l'espèce *G. tumidum* a dans un premier temps été évaluée en prenant en compte tous les individus sans distinction de taille, de poids ou de condition physiologique, afin de vérifier si la variabilité inter-individuelle à chaque station ne masque pas les différences entre sites. Une analyse en composantes principales (ACP) a tout d'abord été réalisée sur l'ensemble des cent vingt spécimens analysés pour cette espèce, toutes stations de récolte confondues. Cette première approche a deux objectifs : i) étudier les relations entre les différents métaux bioaccumulés dans les tissus *in toto* en termes de corrélation linéaire, et ii) voir si les populations des différents sites se distinguent par leurs concentrations en différents métaux malgré la variabilité inter-individuelle précédemment observée pour certains d'entre eux. Ce dernier point a ensuite été vérifié à l'aide de tests statistiques non paramétriques.

Approche exploratoire multivariée sur les variables « concentrations en métaux »

Sur la base de leurs valeurs propres, seuls les deux premiers axes définis par l'ACP expliquant 68,8 % de la variance totale (soit 39,5 % et 29,3 % respectivement) ont été retenus pour cette étude. L'observation du cercle des corrélations des variables actives « concentrations en métaux » selon ces deux axes (figure 23) révèle clairement l'existence de deux groupes de métaux quasiment indépendants entre eux : le premier groupe inclut **Zn, Cu, Ni** et **Mn** et définit l'axe 1 selon une relation négative (corrélations variables/facteurs comprises entre -0,93 et -0,79 respectivement) ; le second groupe se compose de **Cr, Fe, Co** et **Al** et participe à la construction de l'axe 2 (corrélations variables/facteurs comprises entre 0,83 et 0,66 respectivement).

Les corrélations linéaires les plus fortes (tableau 19) s'observent entre les métaux du premier groupe, notamment entre Zn et Ni ($r=0,82$), Zn et Cu ($r=0,74$) puis entre Cu/Mn et Cu/Ni ($r=0,68$). La plus faible corrélation significative au seuil de 5 % parmi les métaux du premier groupe est quant à elle obtenue entre Mn et Ni ($r=0,48$). Entre les métaux du second groupe, les coefficients de corrélation significatifs sont compris entre 0,26 (Al et Co) et 0,5 environ (Cr et Co ; Cr et Fe ; Cr et Al). Quelques faibles mais significatives (au seuil de 5 %) corrélations entre certains métaux des deux groupes sont toutefois observées. C'est le cas pour Zn/Al ($r=-0,21$), Zn/Co ($r=-0,34$), Co/Cu ($r=-0,24$) et Fe/Mn ($r=0,32$).

Les trois variables biométriques étudiées chez cette espèce, soit la longueur L des valves, le poids sec des chairs PS et l'indice de condition IC, ont été introduites dans l'analyse en tant que variables illustratives afin d'identifier d'éventuelles relations linéaires entre ces variables et les concentrations des différents métaux analysés (figure 23). Ces trois variables étant relativement mal représentées dans ce plan, leur interprétation est hasardeuse, notamment pour L et PS. Une relation négative (corrélation entre IC et l'axe 2 : $r=-0,44$) semble toutefois s'établir entre l'indice de condition et les métaux du second groupe, soit Cr, Fe, Co et Al.

La projection des individus dans le plan formé par les deux premiers facteurs (figure 24) permet de différencier très nettement les spécimens de la station D66 située dans le fond de la Grande Rade, lesquels se caractérisent par leurs plus fortes concentrations en métaux du premier groupe, soit Zn, Cu, Ni et Mn. Ce résultat suggère que l'importante variabilité inter-individuelle des concentrations de ces métaux observée chez les spécimens de cette station est toutefois inférieure à la variabilité géographique existant entre les individus de cette station et ceux des autres stations. Les populations des trois autres stations se discriminent entre elles selon l'axe 2, de manière cependant moins marquée que précédemment. Les spécimens de la station B34 en fond de baie de Boulari, et dans une moindre mesure ceux de la station D65 en fond de baie de

Dumbéa se distinguent des bivalves provenant de la station de référence relative, Ouano, par leurs plus fortes concentrations en métaux du deuxième groupe, soit Cr, Fe, Co et Al ; peu ou pas de différence de concentrations en métaux du premier groupe semble en revanche exister entre les spécimens de ces trois stations, notamment entre la station B34 et la station de Ouano.

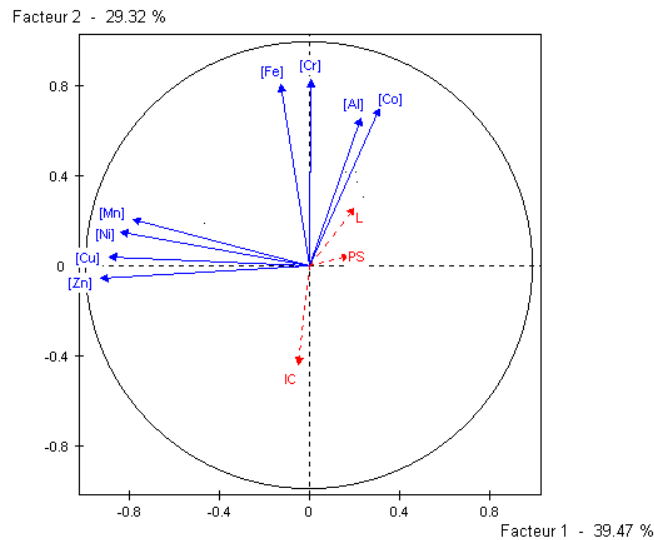


Figure 23 : Cercle des corrélations entre les variables « concentrations en métaux » chez le bivalve *Gafrarium tumidum* (n=120) selon les deux premiers axes de l'ACP (expliquant 68,8 % de la variance totale).

Tableau 19 : Matrice des corrélations entre les différents métaux accumulés dans les chairs *in toto* de l'ensemble des *Gafrarium tumidum* analysés (n=30 par station). Les corrélations pour lesquelles la valeur-test est supérieure à |2| (significative au seuil de 5 %) sont indiquées en caractères gras.

	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Al	1.00							
Co	0.26	1.00						
Cr	0.48	0.51	1.00					
Cu	-0.16	-0.24	0.02	1.00				
Fe	0.40	0.46	0.50	0.13	1.00			
Mn	0.00	-0.14	0.07	0.68	0.32	1.00		
Ni	-0.14	-0.04	0.16	0.68	0.14	0.48	1.00	
Zn	-0.21	-0.34	-0.02	0.74	0.04	0.64	0.82	1.00

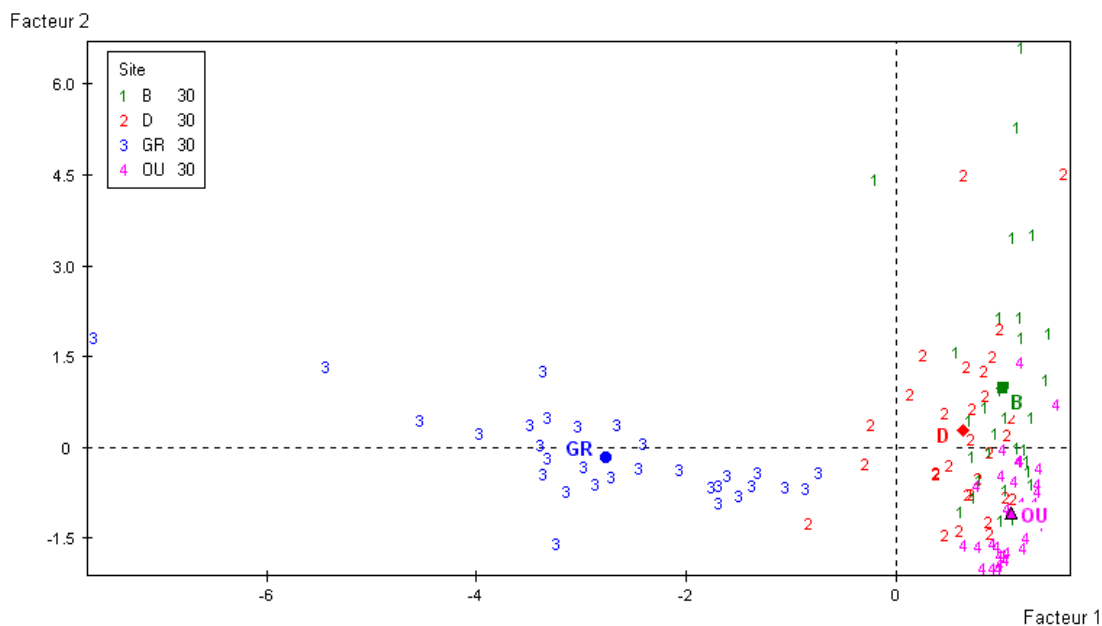


Figure 24 : Nuage des individus projetés dans le plan formé par les axes 1 et 2 de l'ACP sur l'espèce *Gafrarium tumidum*. **B :** baie de Boulari (B34) ; **D :** baie de Dumbéa (D65) ; **GR :** Grande Rade (D66) ; **OU :** Ouano (barycentres des populations).

Validation statistique des résultats de l'ACP :

Afin de s'affranchir du problème de la non normalité de la plupart des distributions observées dans le paragraphe précédent et de prendre en compte la variabilité inter-individuelle induite par certaines valeurs extrêmes tout en minimisant les effets, toutes les comparaisons des concentrations entre sites ont été réalisées selon des tests non paramétriques (analyse de variance non paramétrique de Kruskal-Wallis et tests U de Mann-Whitney).

Des différences intersites hautement à très hautement significatives ($p=0,0023$ pour Al ; $p<0,0001$ pour tous les autres métaux) ont été observées pour tous les métaux (analyse de variance de Kruskal-Wallis). Les résultats des tests de comparaison permettant d'identifier les différences entre sites considérés deux à deux (test U de Mann-Whitney ; [tableau 20](#)) confirment statistiquement les fortes différences de concentrations observées précédemment entre les spécimens de la Grande Rade et ceux des autres stations pour Cu, Mn, Ni et Zn ($p<0,001$ pour les quatre métaux et pour chacune des trois autres stations) et ce malgré la forte variabilité inter-individuelle entre spécimens de la station D66 pour ces métaux. Les concentrations en Cr et en Fe dans les spécimens de cette station ne diffèrent en revanche pas significativement ($p>0,05$) de celles des individus des stations B34 (baie de Boulari) et D65 (baie de Dumbéa), tandis que les concentrations en Al et Co sont significativement inférieures dans les individus de la Grande Rade par rapport à ceux des deux précédentes stations estuariennes ($p<0,001$ sauf pour Al pour Dumbéa : $p<0,01$). Parmi les métaux du deuxième groupe, seules les concentrations médianes en cobalt ne diffèrent pas significativement entre les populations de la station D66 en Grande Rade et de la station de Ouano ; les concentrations en Cr et Fe sont significativement supérieures à la première station par rapport à la seconde ($p<0,001$) tandis que les concentrations en Al sont au contraire significativement inférieures dans les spécimens de la Grande Rade par rapport à ceux de Ouano ($p<0,01$).

Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été détectée pour Al, Cu, Mn et Zn entre les spécimens de Boulari et ceux de Ouano, ainsi que pour Al et Co entre les populations de Dumbéa et celles de Ouano également. En revanche, les concentrations en Co, Cr, Fe et Ni dans les spécimens de la station B34 en baie de Boulari sont significativement supérieures à celles chez les bivalves de Ouano ($p < 0,001$) ; de même, les concentrations en Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn dans les *G. tumidum* de la station en baie de Dumbéa sont significativement supérieures à celles des spécimens de la station de référence ($p < 0,001$ sauf pour Zn : $p < 0,01$ et Mn : $p < 0,05$). Enfin, la comparaison des concentrations entre les populations des deux stations sous influence terrigène (D65 en baie de Dumbéa et B34 en baie de Boulari) révèle que les concentrations en Co, Cr et Ni dans les individus de la station B34 sont significativement supérieures à celles en D65 ($p < 0,05$ pour Cr et Ni ; $p < 0,001$ pour Co) alors que les teneurs en Cu et en Zn sont au contraire supérieures dans les spécimens de la seconde station par rapport à ceux de la première ($p < 0,001$). Aucune différence significative n'a cependant pu être détectée entre les deux populations pour Al, Fe et Mn ($p > 0,05$).

Tableau 20 : Résultats des tests de comparaison (test U de Mann-Whitney) des concentrations de chaque métal entre les populations de *Gafrarium tumidum* des quatre stations ($n=30$) (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$ et *** : $p < 0,001$), avec **D** : Dumbéa (st. D65) ; **GR** : Grande Rade (st. D66) ; **B** : Boulari (st. B34) ; **Ou** : Ouano

Métal	D/GR	D/B	D/Ou	GR/B	GR/Ou	B/Ou
Al	D>GR**	D=B	D=Ou	GR<B***	GR<Ou**	B=Ou
Co	D>GR***	D<B***	D=Ou	GR<B***	GR=Ou	B>Ou***
Cr	D=GR	D<B*	D>Ou***	GR=B	GR>Ou***	B>Ou***
Cu	D<GR***	D>B***	D>Ou***	GR>B***	GR>Ou***	B=Ou
Fe	D=GR	D=B	D>Ou***	GR=B	GR>Ou***	B>Ou***
Mn	D<GR***	D=B	D>Ou*	GR>B***	GR>Ou***	B=Ou
Ni	D<GR***	D<B*	D>Ou***	GR>B***	GR>Ou***	B>Ou***
Zn	D<GR***	D>B***	D>Ou**	GR>B***	GR>Ou***	B=Ou

L'étude de la variabilité géographique des variables biométriques des individus analysés montre l'existence d'une forte différence d'indice de condition entre le lot de spécimens provenant de la baie de Boulari et les lots récoltés sur les trois autres stations en baie de Dumbéa, Grande Rade et à Ouano. Dans le cas d'une éventuelle relation entre l'indice de condition (IC) et les concentrations en Al, Co, Cr et Fe, comme le suggère les résultats de l'ACP précédemment réalisée, la comparaison des niveaux de concentrations observés chez les spécimens de la station B34 en baie de Boulari avec ceux des autres stations pourraient être biaisés.

Isognomon isognomon

La variabilité géographique des concentrations en métaux chez cette espèce a tout d'abord été évaluée selon une double approche similaire à celle précédemment présentée pour *Gafrarium tumidum*, avec i) la réalisation d'une analyse en composantes principales sur l'ensemble des individus, destinée à visualiser les corrélations entre les concentrations des différents métaux ainsi que la discrimination éventuelle des diverses populations analysées, puis ii) la validation de ces résultats à l'aide de tests statistiques non paramétriques.

Analyse exploratoire multivariée sur les variables « concentrations en métaux » :

Les trois premiers axes définis par l'ACP retenus, expliquent 87,5 % de la variance totale (axe 1 : 56,4 %, axe 2 : 20,6 %, axe 3 : 10,5 %). De très fortes corrélations s'observent entre Al, Co, Cr, Fe et Ni ($0,73 < r < 0,97$) (tableau 21) ; ces métaux participent exclusivement à la construction de l'axe 1 (corrélations variables/facteurs comprises entre 0,92 pour Ni et 0,98 pour Cr) (figure 25). L'axe 2 est défini par Zn puis Cu et Mn (corrélations variables/facteurs de 0,84, 0,70 et -0,64 respectivement) ; une relation négative significative au seuil de 5 % est observée entre Mn et Zn, soit $r = -0,35$, tandis que Zn et Cu sont significativement positivement corrélés ($r = 0,41$). Les variables Mn et Cu participent également à la construction de l'axe 3 (figure 26) avec des corrélations variable/facteur de 0,66 et 0,63 respectivement, et sont donc mieux représentées dans le plan formé par les axes 2 et 3 que par celui défini par les axes 1 et 2.

Les variables de taille et de poids sec des chairs introduites en tant que variables illustratives dans l'ACP sont très mal représentées dans les deux plans retenus et les relations entre ces variables et les concentrations des différents métaux ne peuvent donc pas être interprétées. En revanche, l'indice de condition est bien mieux représenté et montre une corrélation négative principalement avec l'axe 1 ($r = -0,58$), en opposition avec les variables Al, Co, Cr, Fe et Ni.

Tableau 21 : Matrice des corrélations entre les différents métaux accumulés dans les chairs *in toto* de l'ensemble des *Isognomon isognomon* analysés (n=30 par station). Les corrélations pour lesquelles la valeur-test est supérieure à |2| (significative au seuil de 5 %) sont indiquées en caractères gras.

	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Al	1.00							
Co	0.78	1.00						
Cr	0.88	0.90	1.00					
Cu	-0.14	-0.02	0.01	1.00				
Fe	0.86	0.87	0.97	-0.01	1.00			
Mn	0.23	0.20	0.15	-0.15	0.16	1.00		
Ni	0.73	0.91	0.87	-0.04	0.84	0.12	1.00	
Zn	0.02	0.13	0.20	0.41	0.16	-0.35	0.25	1.00

La projection des individus dans les deux plans formés par ces trois axes permet une discrimination nette des cinq populations analysées sur la base de leurs concentrations en différents métaux (figures 27 et 28). Les lots de trente spécimens récoltés aux deux stations situées en zone estuarienne sous influence terrigène, soit B05 en baie de Boulari et D63 en baie de Dumbéa, se caractérisent par leurs plus fortes concentrations en Al, Co, Cr, Fe et Ni. Une différence assez nette s'observe en outre entre ces deux populations, celle de la baie de Boulari présentant des concentrations supérieures à la seconde. Les individus de la baie Maa et dans une moindre mesure ceux de la station N19 en baie de Sainte-Marie se distinguent au contraire par leurs plus faibles concentrations en ces métaux, les spécimens de la Grande Rade (station D12) présentant quant à eux des concentrations intermédiaires. Ces derniers présentent en revanche les plus fortes concentrations en Zn et dans une moindre mesure en Cu, tandis que les spécimens de

la station N19 se caractérisent d'abord par leurs plus fortes concentrations en Cu puis ensuite en Zn. Les lots de bivalves provenant des stations des baies de Boulari et Maa se distinguent au contraire par leurs plus faibles concentrations en ces deux métaux, ceux de la baie de Dumbéa présentant des concentrations intermédiaires. Les spécimens de la Grande Rade et ceux de la baie de Sainte-Marie semblent montrer les concentrations en Mn les plus faibles.

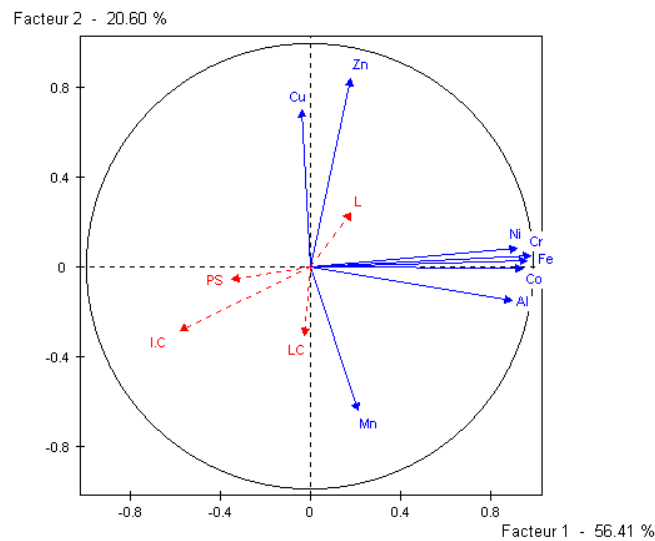


Figure 25 : Cercle des corrélations entre les variables actives « concentrations en métaux » chez *Isognomon isognomon* selon les axes 1 et 2 de l'ACP, expliquant 77 % de la variance totale. Les variables biométriques (en pointillé) ont été rajoutées en tant que variables illustratives.

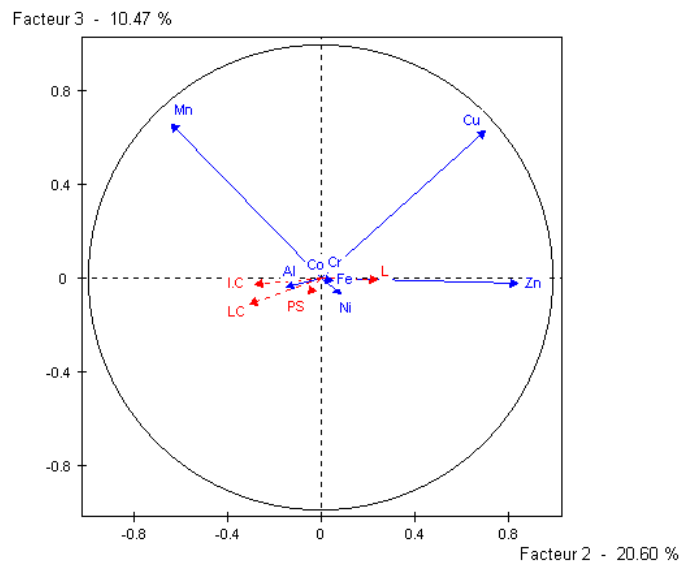


Figure 26 : Cercle des corrélations entre les variables actives « concentrations en métaux » chez *Isognomon isognomon* selon les axes 2 et 3 de l'ACP, expliquant 31,1 % de la variance totale.

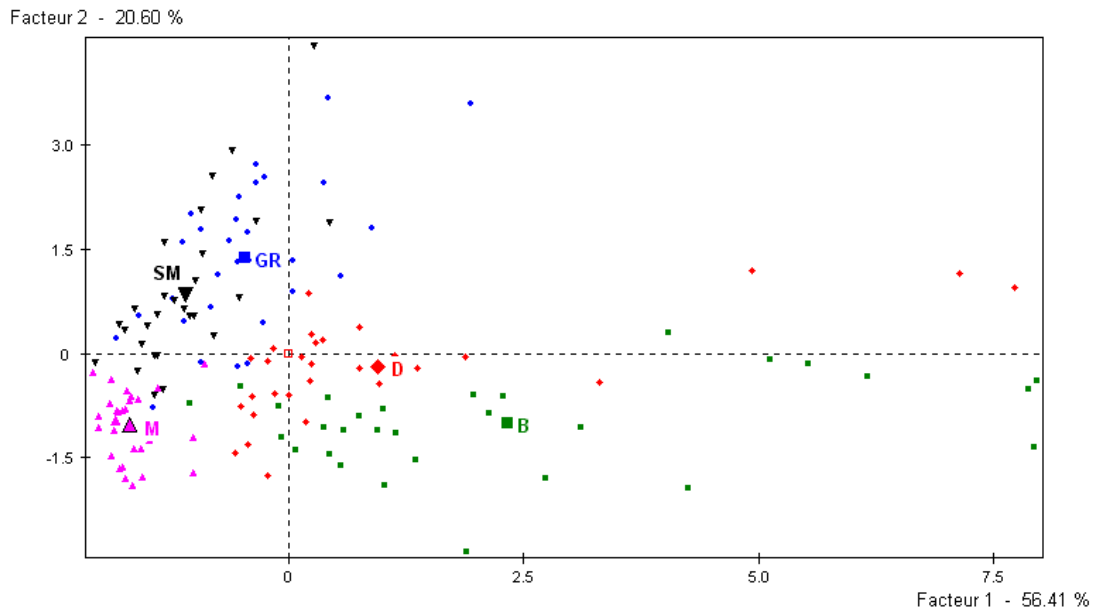


Figure 27 : Nuage des individus projetés dans le plan formé par les axes 1 et 2 de l'ACP pour l'espèce *Isognomon isognomon*. **B** : baie de Boulari (B05) ; **D** : baie de Dumbéa (D63) ; **GR** : Grande Rade (D12) ; **SM** : Sainte-Marie (N19) ; **M** : baie Maa (M26) (barycentres des populations).

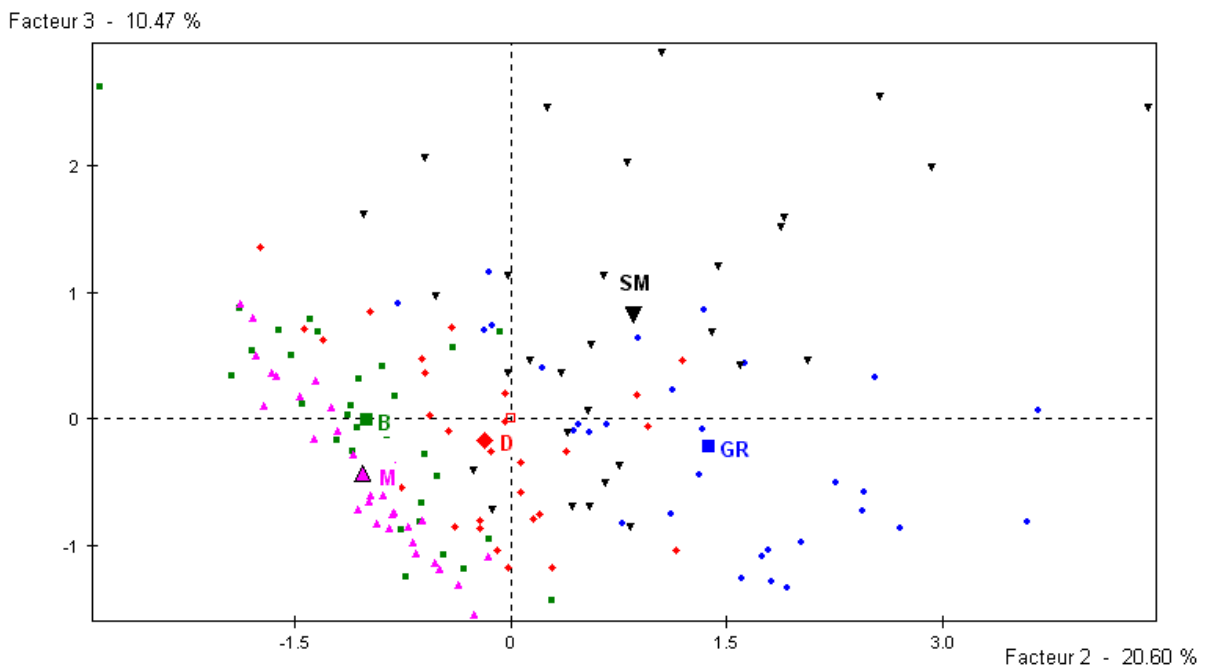


Figure 28 : Nuage des individus projetés dans le plan formé par les axes 2 et 3 pour l'espèce *Isognomon isognomon*. **B** : baie de Boulari (B05) ; **D** : baie de Dumbéa (D63) ; **GR** : Grande Rade (D12) ; **SM** : Sainte-Marie (N19) ; **M** : baie Maa (M26) (barycentres des populations).

Validation statistique des résultats de l'ACP

Comme précédemment, la variabilité intersite a été testée statistiquement selon une approche non paramétrique permettant de prendre en compte les valeurs extrêmes et de s'affranchir de la fréquente non normalité des distributions. Des différences très hautement significatives (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$) ont été détectées pour tous les métaux et les résultats des tests de comparaison entre chacune des stations (test U de Mann-Whitney, [tableau 22](#)) montrent que les fortes concentrations en Al, Co, Cr, Fe et Ni des spécimens des deux stations estuariennes sont très significativement supérieures ($0,01 < p < 0,001$) à celles des populations provenant des trois autres stations. Les différences précédemment observées entre ces deux premières stations pour ces métaux sont également significatives ($p < 0,001$ pour Al et Co ; $p < 0,01$ pour Cr et $p < 0,05$ pour Ni) à l'exception du fer ($p > 0,05$). De même, les concentrations en Cu et Zn sont significativement différentes entre ces deux stations ($p < 0,001$), les individus de la baie de Dumbéa présentant au contraire les plus fortes valeurs. Les concentrations en ces deux métaux sont significativement supérieures dans les spécimens récoltés en baies de Sainte-Marie et de la Grande Rade par rapport à ceux des trois autres stations ($p < 0,001$) ; seules les concentrations en Zn en D63 et N19 ne présentent aucune différence significative. La comparaison entre les deux premières stations indique que les concentrations en Al, Cr, Fe, Ni et Zn sont significativement supérieures dans les spécimens de la Grande Rade ($p < 0,001$ pour Ni et Zn ; $p < 0,01$ pour Al ; $p < 0,05$ pour Fe et Cr) tandis que les concentrations en Cu sont au contraire significativement supérieures dans les *Isognomon isognomon* de la station N19. Aucune différence significative entre les bivalves de ces deux stations n'est en revanche observée pour Co et Mn ($p > 0,05$). Les spécimens provenant du site de référence relative, la baie Maa, présentent quant à eux des concentrations presque toujours significativement inférieures à celles de toutes les autres stations pour tous les métaux étudiés, à part quelques rares exceptions.

Tableau 22 : Résultats des tests de comparaison (test U de Mann-Whitney) des concentrations de chaque métal entre les populations d'*Isognomon isognomon* de cinq stations ($n=30$) (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$). **B** : Boulari (B05) ; **D** : Dumbéa (D63) ; **GR** : Grande Rade (D12) ; **SM** : Sainte-Marie (N19) et **M** : Maa (M26).

	B/D	B/GR	B/M	B/SM	D/GR	D/M	D/SM	GR/M	GR/SM	SM/M
Al	B>D ***	B>GR ***	B>M ***	B>SM ***	D>GR **	D>M ***	D>SM ***	GR>M **	GR>SM **	SM=M
Co	B>D ***	B>GR ***	B>M ***	B>SM ***	D>GR ***	D>M ***	D>SM ***	GR>M ***	GR=SM	SM>M ***
Cr	B>D **	B>GR ***	B>M ***	B>SM ***	D>GR **	D>M ***	D>SM ***	GR>M ***	GR>SM *	SM>M ***
Cu	B<D ***	B<GR ***	B>M ***	B<SM ***	D<GR ***	D>M ***	D<SM ***	GR>M ***	GR<SM ***	SM>M ***
Fe	B=D	B>GR ***	B>M ***	B>SM ***	D>GR ***	D>M ***	D>SM ***	GR>M ***	GR>SM *	SM>M *
Mn	B>D *	B>GR ***	B>M *	B>SM **	D>GR **	D=M	D=SM	GR<M *	GR=SM	SM=M
Ni	B>D *	B>GR ***	B>M ***	B>SM ***	D>GR **	D>M ***	D>SM ***	GR>M ***	GR>SM ***	SM>M ***
Zn	B<D ***	B<GR ***	B>M ***	B<SM ***	D<GR ***	D>M ***	D=SM	GR>M ***	GR>SM ***	SM>M ***

Comparaison entre lots de même indice de condition :

L'étude de la variabilité géographique des caractéristiques biométriques des spécimens analysés pour cette espèce a montré l'existence de différences significatives de longueur de la charnière, de poids sec et surtout d'indice de condition entre les populations des divers sites. En outre, les résultats de l'analyse exploratoire précédemment réalisée suggèrent que les concentrations en Al, Co, Cr, Fe et Ni principalement semblent être négativement corrélées à l'indice de condition chez cette espèce. Une seconde analyse comparative des concentrations entre sites a donc été réalisée en considérant cette fois un nombre plus restreint d'individus sélectionnés sur la base de leur indice de condition IC. L'étude de la distribution de fréquence des indices de condition des cinq lots initialement analysés a permis de définir une fourchette la plus étroite possible de valeurs communes aux différentes populations, soit entre 10,0 et 13,3. Des spécimens provenant de quatre stations supplémentaires (soit D44 en baie de Dumbéa, D19 en Grande Rade, B15 en baie de Boulari et N10 en baie de Sainte-Marie) dont les IC correspondent à cette fourchette ont également été analysés et comparés. Cependant, une double standardisation des individus en prenant également en compte des longueurs de valves ou des poids secs de chairs similaires ou proches n'a pas pu être réalisée avec les effectifs disponibles. Même en ne prenant en compte que l'indice de condition, l'effectif de douze spécimens (nombre fixé arbitrairement) n'a pas pu être atteints pour certaines stations. Les caractéristiques biométriques des lots d'individus sélectionnés pour chaque station ([tableau 23](#)) révèlent que, bien que possédant des indices de condition très proches, les spécimens sélectionnés montrent une assez forte hétérogénéité de taille et de poids des tissus, avec des longueurs de valves comprises entre 7,0 et 15,6 mm ainsi que des poids secs s'échelonnant entre 0,138 et 0,761 g.

Tableau 23 : Caractéristiques biométriques (fourchettes des valeurs) des *Isognomon isognomon* de même indice de condition utilisés dans la seconde étude de comparaison intersite.

	L (mm)	PS (g)	IC	n
M26	8,0-14,0	0,157-0,761	10,9-13,1	8
D63	8,2-10,6	0,158-0,237	10,2-13,3	6
D44	7,5-12,6	0,187-0,496	10,8-12,5	12
D12	7,3-12,0	0,170-0,368	10,2-13,3	12
D19	7,0-15,5	0,196-0,747	10,2-12,5	12
N10	7,9-13,2	0,195-0,468	10,2-11,7	12
N19	7,5-14,5	0,138-0,448	10,1-12,5	10
B15	9,3-15,6	0,203-0,521	10,0-12,5	11

Les concentrations en métaux des individus sélectionnés sur la base de leur homogénéité biométrique ont été représentés graphiquement ([figure 29](#)) et ont été comparées en utilisant des tests statistiques ([tableau 24](#)). Des différences de concentrations hautement à très hautement significatives ont ainsi été détectées entre les stations pour tous les métaux étudiés (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$ pour Al et Cu ; ANOVA, $p < 0,001$ pour Co, Cr, Fe, Ni et Zn ; ANOVA, $p < 0,01$ pour Mn). Les éventuelles différences entre chacune des stations pour les divers métaux ont ensuite été recherchées par des tests *a posteriori* (test HSD de Tuckey pour échantillons d'effectifs inégaux, ou test de Spjotvoll et Stoline, ou bien test U de Mann-Whitney).

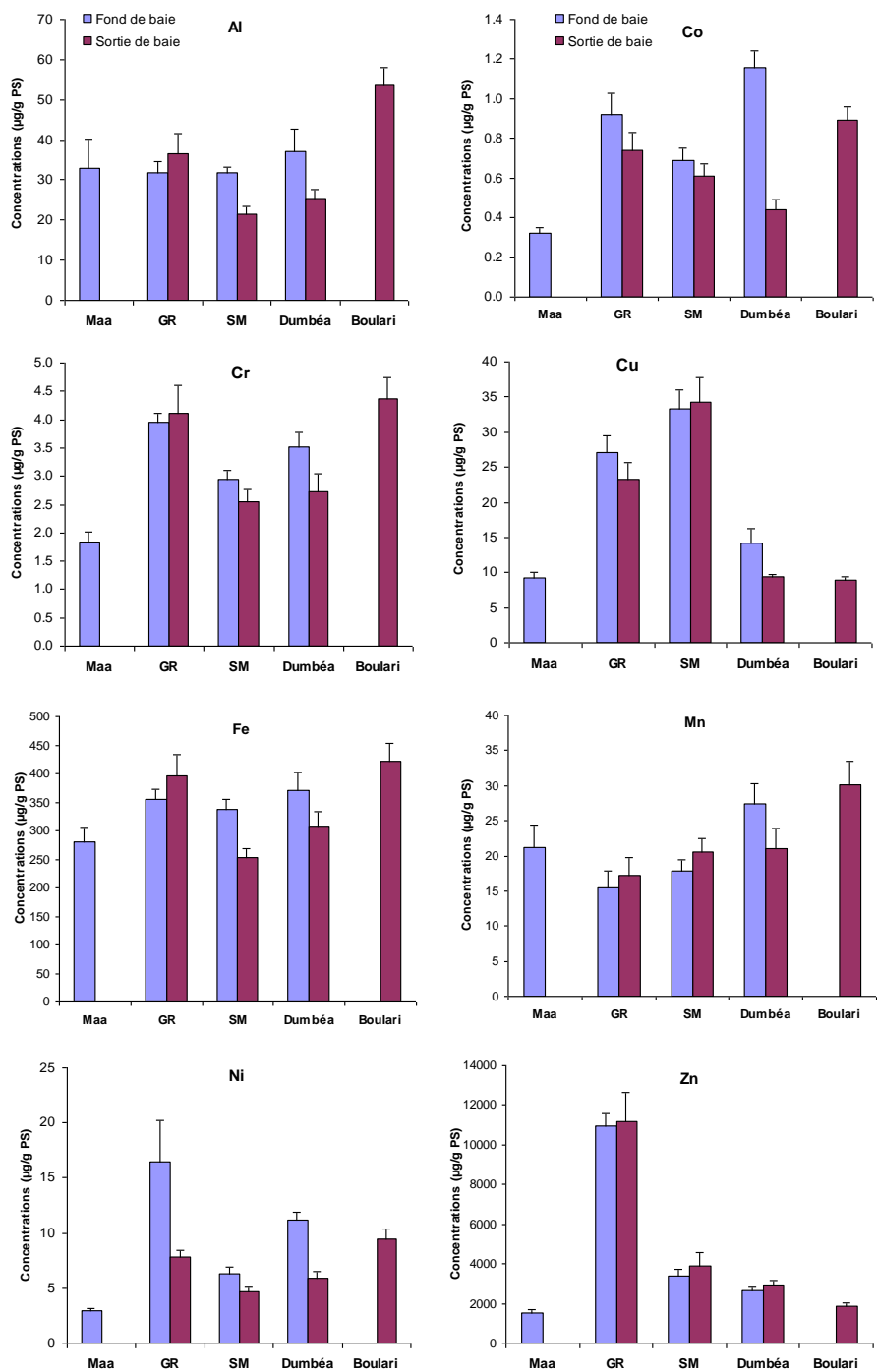


Figure 29 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec \pm erreur standard) dans des *Isognomon isognomon* de même indice de condition en fonction des sites. Avec **GR** : Grande Rade (fond de baie : D12 ; sortie de baie : D19) ; **SM** : Sainte-Marie (fond de baie : N10 ; sortie de baie : N19) ; pour Dumbéa : fond de baie : D63 ; sortie de baie : D44.

Tableau 24 : Synoptique des résultats des tests de comparaison intersite (test de Spjøtvoll et Stoline pour Co, Cr, Fe, Mn, Ni et Zn ; test U de Mann-Whitney pour Al, Cu) des concentrations en métaux chez des *Isognomon isognomon* de même indice de condition sélectionnés parmi quatre populations précédemment étudiées (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$).

	D63/D12	D63/M26	D63/N19	D12/M26	D12/N19	N19/M26
Al	<u>D63=D12</u>	<u>D63=M26</u>	D63>N19**	<u>D12=M26</u>	D12>N19**	N19=M26
Co	<u>D63=D12</u>	D63>M26***	D63>N19**	D12>M26***	D12=N19	<u>N19=M26</u>
Cr	<u>D63=D12</u>	D63>M26**	<u>D63=N19</u>	D12>M26***	D12>N19*	N19=M26
Cu	D63<D12**	D63>M26*	D63<N19**	D12>M26***	<u>D12=N19</u>	N19>M26***
Fe	<u>D63=D12</u>	<u>D63=M26</u>	<u>D63=N19</u>	<u>D12=M26</u>	D12>N19*	<u>N19=M26</u>
Mn	<u>D63=D12</u>	D63=M26	D63=N19	<u>D12=M26</u>	D12=N19	N19=M26
Ni	<u>D63=D12</u>	D63>M26***	D63>N19**	D12>M26***	D12>N19***	<u>N19=M26</u>
Zn	D63<D12***	<u>D63=M26</u>	D63=N19	D12>M26***	D12>N19***	N19>M26***

La comparaison de ces résultats pour des spécimens de même indice de condition avec ceux précédemment obtenus avec des individus d'indice de condition hétérogène révèle de nombreuses différences, en particulier pour le couple de stations D63 (Dumbéa)/D12 (Grande Rade). Pour l'ensemble des couples de stations concernés, cette seconde étude indique que les concentrations ne diffèrent pas significativement alors que celles-ci présentaient au contraire des différences significatives lors de l'étude préliminaire. Outre l'influence supposée de l'indice de condition sur les concentrations en certains métaux, certains de ces résultats divergents pourraient cependant dans certains cas provenir des différences de sensibilité entre les tests paramétriques et les tests non paramétriques précédemment mis en œuvre, notamment quand les effectifs comparés sont différents.

En considérant des spécimens standardisés selon leur indice de condition, le lot provenant de la station D63 en fond de baie de Dumbéa ne présente aucune différence significative de concentrations en Al, Co, Cr, Fe, Mn et Ni avec celui de la station D12 dans la Grande Rade. En revanche, les concentrations en Cu et Zn à la station D12 sont respectivement 1,9 ($p < 0,01$) et 4,1 ($p < 0,001$) fois supérieures à celles de la station D63. Les concentrations en Co, Cr, Cu et Ni à la station D63 sont significativement supérieures à celles en M26 ($p < 0,05$ à $p < 0,001$) tandis qu'aucune différence significative n'a été détectée pour Al, Fe, Mn et Zn entre ces deux stations ($p > 0,05$). Les concentrations en Al, Co et Ni à la première station sont également significativement supérieures à celles en N19 (baie de Sainte-Marie) ($p < 0,01$) ; aucune différence n'a toutefois été observée pour Cr, Fe, Mn et Zn entre ces deux lots. Les concentrations en Cu dans les bivalves de Sainte-Marie sont quant à elles 2,4 fois supérieures à celles en D63 ($p < 0,01$). Les concentrations mesurées dans les spécimens de la station D12 sont significativement supérieures à celles correspondant à la station de référence pour tous les métaux ($p < 0,001$) à l'exception de Al, Fe et Mn, pour lesquels aucune différence n'a été détectée au seuil de 5 %. Des concentrations en Al, Cr, Fe, Ni et Zn significativement supérieures dans les spécimens du fond de la Grande Rade s'observent également par rapport à ceux de la station N19 en baie de Sainte-Marie ($p < 0,05$ à $p < 0,001$) ; les concentrations en Zn sont notamment 2,8 fois supérieures à la première station. En revanche, aucune différence significative n'a été détectée pour Co, Cu et Mn entre ces stations. Enfin, aucune différence significative n'a également été trouvée entre les bivalves des stations N19 et M26 à l'exception de Cu et Zn, pour lesquelles des valeurs moyennes à la première station sont respectivement 2,6 et 3,7 fois supérieures à celles en M26 ($p < 0,001$).

Les concentrations en Al, Co, Cr, Fe et Ni à la station B15 sont significativement supérieures à celles en baie Maa (M26) ($p < 0,001$ pour Co, Cr, Ni ; $p < 0,05$ pour Al et Fe) ; aucune différence significative entre ces deux stations n'a au contraire été mesurée pour Cu, Mn et Zn. Les valeurs observées en B15 pour Al, Co, Cr et Fe sont supérieures à celles chez les bivalves de la station D44 (sortie de baie de Dumbéa) ($p < 0,05$ à $p < 0,001$) tandis qu'aucune différence n'a été trouvée entre les stations B15 D63 (fond de baie de Dumbéa). Aucune différence significative en Mn, Ni et Zn n'a également été détectée entre la station B15 et les deux stations en baie de Dumbéa ; les concentrations en Cu en B15 sont quant à elles inférieures à celles en D63 ($p < 0,01$) mais ne diffèrent pas significativement de celles en D44. La comparaison des concentrations en B15 avec celles obtenues aux deux stations de la Grande Rade révèle des valeurs en Al et Mn significativement supérieures en B15 par rapport aux deux autres stations ($p < 0,05$ à $p < 0,001$) alors que les concentrations en Cu et en Zn sont au contraire supérieures en D12 et D19 par rapport à la station B15 ($p < 0,001$). Aucune différence significative n'a en revanche été détectée entre les deux groupes de stations pour Co, Cr, Fe et Ni. Les concentrations en Fe et Ni en B15 sont supérieures à celles en N19 ($p < 0,001$ pour Fe ; $p < 0,01$ pour Ni) mais ne diffèrent pas significativement de celles en N10. Aucune différence significative n'a été trouvée également entre les deux baies pour Co et Mn.

La comparaison des concentrations en métaux entre des lots de bivalves de même indice de condition provenant de stations localisées dans une même baie (tableau 25) permet également d'identifier d'éventuels gradients de contamination selon la distance par rapport à la source supposée des apports. Ainsi, des concentrations significativement différentes dans la Grande Rade n'ont été détectées que pour le nickel ($p < 0,01$), soit des valeurs 2,1 fois supérieures en D12 par rapport à D19. De même, seul Al montre un faible mais significatif gradient métallique entre N10 et N19 en baie de Sainte-Marie ($p < 0,001$). En revanche, les spécimens de la station D63 en fond de baie de Dumbéa montrent des concentrations en Al, Co, Cu et Ni significativement supérieures ($p < 0,05$ sauf pour Co : $p < 0,001$) à celles obtenues en D44, située en sortie de baie, selon des rapports de concentrations de 1,5 ; 2,6 ; 1,5 et 1,9 respectivement.

Tableau 25. : Comparaisons des concentrations en métaux entre des *Isognomon isognomon* de même indice de condition provenant de stations situées dans une même baie. **D12** et **D19** : Grande Rade ; **N10** et **N19** : baie de Sainte-Marie ; **D63** et **D44** : baie de Dumbéa (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$; *** : $p < 0,001$)

	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
D12/D19	D12=D19	D12=D19	D12=D19	D12=D19	D12=D19	D12=D19	D12>D19 **	D12=D19
N10/N19	N10>N19 ***	N10=N19	N10=N19	N10=N19	N10=N19	N10=N19	N10=N19	N10=N19
D63/D44	D63>D44 *	D63>D44 ***	D63=D44	D63>D44 *	D63=D44	D63=D44	D63>D44 *	D63=D44

Hyotissa hyotis

Les concentrations en métaux dans les spécimens des deux sites estuariens de Dumbéa et de Boulari ont été comparées par un test de Mann-Whitney (tableau 26). Les concentrations en Al, Co, Cr, Mn et Ni dans les spécimens de la station B05 sont significativement supérieures à celles dans les individus de la station D46 ($p < 0,01$ pour Al, Co et Cr ; $p < 0,05$ pour Mn et Ni). Aucune différence significative au seuil de 5 % n'a en revanche été trouvée pour Cu, Fe et Zn entre ces deux stations.

Tableau 26 : Synoptique des résultats des tests de comparaison des concentrations moyennes (test U de Mann-Whitney) entre les spécimens de l'espèce *Hyotissa hyotis* des stations B05 (baie de Boulari, B) et D46 (baie de Dumbéa, D) (n=10). Avec = : p>0,05 ; * : p<0,05 ; ** : p<0,01 et *** : p<0,001.

Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
B>D**	B>D**	B>D**	B=D	B=D	B>D*	B>D*	B=D

L'étude biométrique précédemment réalisée chez cette espèce a montré l'existence d'une faible mais significative différence de longueur des valves entre les spécimens des deux stations mais aucune différence significative de poids sec des chairs n'a en revanche été observée. Certains de ces résultats sont donc susceptibles d'être légèrement biaisés dans le cas d'une relation entre la bioaccumulation de certains de ces métaux et la taille de l'animal chez cette espèce.

Analyse comparative des niveaux de concentration

Afin de pouvoir évaluer l'importance des concentrations chez les trois espèces de bivalves, une comparaison a été faite avec les valeurs précédemment rapportées dans la littérature chez ces mêmes espèces ou chez des espèces appartenant aux mêmes genres ; d'autres espèces et genres sont cependant également donnés à titre indicatif (tableau 27). Il est en effet établi que la bioaccumulation des métaux chez les bivalves varie considérablement selon les familles ou les genres, voire même les espèces (O'Connor *et al.*, 1994). L'étude bibliographique relative à la bioaccumulation des métaux chez les organismes benthiques tropicaux indique que les bivalves constituent le groupe le plus largement étudié avec celui des macroalgues, de même qu'en milieu tempéré. La plupart des recherches sur ce groupe en milieu tropical a été réalisée sur des espèces d'huîtres (genres *Crassostrea* et *Saccostrea* principalement) et de moules (genres *Perna*, *Modiolus* et *Septifer* notamment) (Phillips, 1979 ; Phillips & Yim, 1981 ; Hungspreugs & Yuangthong, 1984 ; Phillips, 1985 ; Campos, 1988 ; Brown & Kumar, 1990 ; Chu *et al.*, 1990 ; Cheung & Wong, 1992 ; Sarkar *et al.*, 1994 ; Sbriz *et al.*, 1998 ; Senthilnathan & Balasubramanian, 1998 ; Senthilnathan *et al.*, 1998 ; Silva *et al.*, 2001). En revanche, très peu d'études ont été menées sur les espèces sélectionnées dans ce travail, rendant l'estimation des niveaux de concentrations difficile. Seul le genre *Isognomon* a fait l'objet de plusieurs recherches portant sur la bioaccumulation des métaux, tandis que deux références seulement ont été trouvées concernant le genre *Gafrarium* et aucune pour le genre *Hyotissa*.

Aluminium

Les médianes des concentrations mesurées dans notre étude s'échelonnent entre 9,3 et 16,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, entre 22,9 et 77,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et entre 6,7 et 17,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hyotissa hyotis*. Les valeurs citées pour la seconde espèce sont du même ordre de grandeur que celles précédemment rapportées chez *Isognomon alatus*, soit 26,0 à 59,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Sbriz *et al.*, 1998). Ces valeurs apparaissent relativement modérées et sont 10 à 100 fois inférieures à celles mesurées chez l'huître *Crassostrea rhizophorae* dans la même étude. La comparaison des gammes de valeurs entre nos trois espèces indique cependant que les *I. isognomon* présentent les plus fortes concentrations en Al quels que soient les sites et semblent donc avoir une meilleure capacité de bioaccumulation de ce métal que les deux autres espèces, pour lesquelles les fourchettes de valeurs sont très proches.

Cobalt

Les médianes des concentrations en Co sont comprises entre 3,4 et 7,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, entre 0,2 et 1,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et entre 0,4 et 1,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hytotissa hyotis*. Les concentrations mesurées chez *G. tumidum* sont supérieures à celles obtenues chez la même espèce à Fidji (soit de 1,0 à 2,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$; Dougherty, 1988) ainsi que chez d'autres espèces tropicales autres que des huîtres et des moules, pour lesquels les valeurs sont généralement inférieures à 3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Klumpp & Burdon-Jones, 1982; Dougherty, 1988). Les concentrations chez *G. tumidum* sont également nettement supérieures à celles des deux autres espèces étudiées, pour lesquelles les valeurs sont similaires. L'espèce *G. tumidum* semble donc avoir une meilleure capacité de bioaccumulation du cobalt que les deux autres espèces étudiées; les concentrations assez élevées obtenues semblent en outre révéler l'existence d'apports en Co significatifs dans les différents sites, en particulier dans les baies de Dumbéa et de Boulari (4,5 et 7,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ respectivement).

Chrome

Les concentrations médianes en chrome varient de 0,9 à 5,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, de 1,2 à 6,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et de 0,9 à 1,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hytotissa hyotis*. Les valeurs les plus élevées obtenues chez *G. tumidum* (en baie de Boulari puis en Grande Rade et en baie de Dumbéa) sont nettement supérieures à celles précédemment rapportées chez cette espèce, comprises entre 0,7 et 1,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Dougherty, 1988; Cheung & Wong, 1997), ainsi que chez plusieurs autres espèces tropicales autres que des Ostreidae et des Mytilidae (Dougherty, 1988; Cheung & Wong, 1997; Sbriz *et al.*, 1998). De même, les concentrations mesurées chez *I. isognomon* en baie de Boulari et dans une moindre mesure en baie de Dumbéa sont supérieures à celles citées auparavant chez *I. alatus* (Jaffé *et al.*, 1998; Sbriz *et al.*, 1998), lesquelles sont comprises entre 0,5 et 5,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations en chrome chez *G. tumidum* et *I. isognomon* semblent donc indiquer la présence d'apports en ce métal dans les deux sites estuariens, confirmant les précédentes observations.

Cuivre

Les concentrations médianes en Cu s'échelonnent entre 5,4 et 33,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, entre 9,5 et 37,4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et sont égales à 10,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hytotissa hyotis*. Les valeurs obtenues chez les *G. tumidum* des stations de Ouano et des baies de Boulari et de Dumbéa, soit de 5,4 à 8,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$, sont du même ordre de grandeur que celles précédemment mesurées chez la même espèce à Hong Kong et Fidji (Dougherty, 1988; Cheung & Wong, 1997); les valeurs relatives aux deux premiers sites semblent correspondre à un niveau de base sans apport. En revanche, les concentrations mesurées dans les spécimens de la Grande Rade, soit 33,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$, sont clairement supérieures à ces précédents niveaux et semblent donc refléter des apports en Cu significatifs dans cette baie. Les concentrations observées chez *I. isognomon* sont nettement inférieures à celles précédemment rapportées chez la même espèce en Thaïlande, soit <150 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Brown & Holley, 1982) ainsi que chez *I. legumen* à Taïwan, soit 491 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Hung *et al.*, 2001); les valeurs obtenues sont toutefois du même ordre de grandeur que celles citées chez *I. alatus* dans différents sites (Campos, 1988; Jaffé *et al.*, 1998; Sbriz *et al.*, 1998; Saed *et al.*, 2001) et sont très supérieures à celles trouvées chez *I. bicolor* en Colombie, qui n'excédaient pas 4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Campos, 1988). Les valeurs maximales observées en baie de Sainte-Marie et dans une moindre mesure en Grande Rade, soit 37,4 et 26,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$, sont proches des plus fortes valeurs rapportées pour cette dernière espèce dans des milieux contaminés. Les concentrations en Cu mesurées chez les *I. isognomon* des baies de la Grande Rade et de Sainte-Marie et chez les *G. tumidum* en Grande Rade semblent donc refléter une contamination significative mais modérée de ces sites par ce métal.

Fer

Les concentrations médianes en fer sont comprises entre 859 et 1477 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, entre 210 et 486 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et entre 91 et 141 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hyotissa hyotis*. Les fortes différences de concentrations observées entre les trois espèces quels que soient les sites indiquent que *G. tumidum* semble posséder une meilleure capacité de bioaccumulation que *I. isognomon* et *Hyotissa hyotis* pour ce métal. Les valeurs mesurées chez cette première espèce sont très supérieures à celles précédemment citées chez la même espèce à Fidji (Dougherty, 1988) ainsi que chez d'autres espèces de bivalves tropicaux (Dougherty, 1988 ; Sbriz *et al.*, 1998) et indiquent la présence d'apports en fer importants dans le milieu, en particulier dans les baies de Dumbéa, Boulari et Grande Rade, avec des valeurs de 1226 à 1477 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations trouvées chez *I. isognomon* sont comprises dans l'intervalle de valeurs précédemment rapportées chez cette espèce, soit de 100 à 850 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Brown & Holley, 1982 ; Brown & Kumar, 1990) et révèlent également l'existence d'apports en fer en particulier dans les baies de Dumbéa et de Boulari, dont les spécimens présentent des valeurs environ quatre fois supérieures aux plus basses concentrations citées pour cette espèce.

Manganèse

Les médianes des concentrations en Mn s'échelonnent entre 7,3 et 78,9 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, entre 14,8 et 30,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et entre 2,78 et 4,47 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hyotissa hyotis*. La valeur médiane maximale obtenue, mesurée chez les *G. tumidum* de la Grande Rade, est nettement supérieure à celles rapportées chez la même espèce à Fidji (Dougherty, 1988), soit 45 $\mu\text{g.g}^{-1}$, ainsi que celles citées pour différentes autres espèces dans cette même zone, qui n'excèdent pas 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Dougherty, 1988). Les spécimens de cette espèce récoltés dans la Grande Rade semblent donc soumis à des apports en Mn significatifs. Aucune étude concernant la bioaccumulation de ce métal chez les genres *Isognomon* et *Hyotissa* n'a été trouvée dans la littérature et aucune évaluation des niveaux atteints n'a donc pu être réalisée.

Nickel

Les concentrations médianes en Ni varient de 21,4 à 99,8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, de 2,5 à 18,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et de 3,6 à 7,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hyotissa hyotis*. Les concentrations mesurées chez *G. tumidum* sont très supérieures à celles précédemment rapportées chez cette même espèce, comprises entre 1,7 et 5,6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ seulement (Dougherty, 1988 ; Cheung & Wong, 1997). De même, ces valeurs excèdent largement celles observées dans de précédentes études chez d'autres espèces, chez lesquelles les concentrations sont rarement supérieures à 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Dougherty, 1988 ; Cheung & Wong, 1997 ; Klumpp & Burdon-Jones, 1982). Aucune valeur de concentration en Ni n'a été trouvée dans la littérature chez *I. isognomon* ; les concentrations observées chez cette espèce correspondent en revanche à la gamme de valeurs rapportées chez *I. alatus* (Jaffé *et al.*, 1998 ; Sbriz *et al.*, 1998). Les plus fortes valeurs obtenues chez *I. isognomon* en baies de Boulari et de Dumbéa, soit 18,5 et 14,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ respectivement, et dans une moindre mesure chez les spécimens de la Grande Rade, soit 10,3 $\mu\text{g.g}^{-1}$, sont similaires à celles trouvées chez *I. alatus* récoltée dans des sites supposés contaminés par ce métal (Jaffé *et al.*, 1998). Les concentrations mesurées chez *G. tumidum* et *I. isognomon* indiquent donc clairement la présence d'apports en Ni relativement importants en particulier dans les baies estuariennes de Boulari et de Dumbéa ainsi que dans la baie anthropisée de la Grande Rade, mais également non négligeables dans les sites considérés comme référence relative, la baie Maa et Ouano. Ces espèces reflètent donc efficacement l'existence d'un bruit de fond lithogénique relativement important en ce qui concerne le nickel.

Zinc

Les concentrations médianes en Zn sont comprises entre 53 et 139 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Gafrarium tumidum*, entre 935 et 9817 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Isognomon isognomon* et entre 813 et 949 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hyotissa hyotis*. Une très forte différence de concentrations s'observe entre les trois espèces, les concentrations chez *I. isognomon* étant 40 à 70 fois supérieures à celles observées chez *G. tumidum* dans les mêmes sites et entre 2 et 4 fois supérieures à celles chez *H. hyotis* en baies de Dumbéa et de Boulari. Les valeurs obtenues chez *I. isognomon* dans les différents sites, en particulier chez les spécimens de la Grande Rade et la baie de Sainte-Marie, sont en outre relativement élevées par rapport à celles précédemment observées chez la même espèce par [Brown & Holley \(1982\)](#), soit 2000 $\mu\text{g.g}^{-1}$, ainsi que chez *I. alatus* ([Jaffé et al., 1998](#) ; [Sbriz et al., 1998](#) ; [Saed et al., 2001](#)), lesquelles peuvent cependant atteindre 4000 $\mu\text{g.g}^{-1}$ ([Sbriz et al., 1998](#)). Chez *G. tumidum*, les concentrations mesurées chez les spécimens des baies de Dumbéa, de Boulari ainsi qu'à Ouano sont similaires à la valeur de 58 $\mu\text{g.g}^{-1}$ rapportée par [Cheung & Wong \(1997\)](#) chez cette espèce, considérée comme significativement élevée par ces auteurs. Ces valeurs sont également assez proches de celles précédemment observées chez plusieurs espèces tropicales autres que des huîtres et des moules ([Klumpp & Burdon-Jones, 1982](#) ; [Cheung & Wong, 1997](#) ; [Sbriz et al., 1998](#)). Par comparaison, les concentrations mesurées chez les spécimens de la Grande Rade apparaissent donc relativement élevées et reflètent également l'existence d'apports importants en Zn dans cette baie.

Tableau 27 : Synthèse bibliographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec) chez des espèces appartenant aux même genres ou à des genres proches de ceux des espèces étudiées.

Espèce	Localisation	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	Références
<i>Gafrarium tumidum</i>	Hong Kong			0,67	5,77			5,59	57,5	Cheung & Wong, 1997
<i>Isognomon isognomon</i>	Fidji		1,0-2,8	1,0-1,6	4,2-11,0	260-500	28-45	1,7-4,5		Dougherty, 1988
<i>I. isognomon</i>	Phuket, Thaïlande				<150	100-350			900-2000	Brown & Holley, 1982
<i>I. isognomon</i>	Ko Phuket, Thaïlande					137-850				Brown & Kumar, 1990
<i>Isognomon legumen</i>	Taiwan				491±29					Hung et al., 2001
<i>I. alatus</i>	Malaisie				10-45				23,8-334,5	Saed et al., 2001
	Vénézuela			0,46-1,2	14-49			11-18	0,25-2,1	Jaffé et al., 1998
	Colombie				0,42-52,3					Campos, 1988
	Républ. Dominicaine	26,0-59,5		2,38-4,96	7,58-19,7	253-277		1,25-2,90	4000-4010	Sbriz et al., 1998
<i>I. bicolor</i>	Colombie				0,80-3,94					Campos, 1988
<i>Circe sinensis</i>	Hong Kong			2,26	3,13			2,80	43,66	Cheung & Wong, 1997
<i>Tapes philippinarum</i>	Hong Kong			0,90	3,99			4,66	98,00	Cheung & Wong, 1997
<i>Anadara antiquata</i>	Fidji		0,9-2,5	0,8-1,8	4,0-13,0	290-650	32-50	2,0-4,0		Dougherty, 1988
<i>Arca ventricosa</i>	Fidji		1,0-2,4	1,0-1,4	6,8-12,0	340-630	40-46	2,8-3,5		Dougherty, 1988
<i>A. ventricosa</i>	NE Australie		0,30-0,82		3,5-6,3			0,66-2,95	49,5-85,5	Klumpp & Burdon-Jones, 1982
<i>Chama isotoma</i>	NE Australie		2,0-4,5		5,0-20,3			4,0-20,5	56-180	Klumpp & Burdon-Jones, 1982
<i>Ustularca renuta</i>	NE Australie		1,16-1,30		7,3-9,1			n.d-3,64	55,9-67,0	Klumpp & Burdon-Jones, 1982
<i>Pitar pellucidus</i>	Fidji		1,0-2,8	1,0-1,6	3,5-5,5	260-320	26-45	1,8-3,1		Dougherty, 1988
<i>Donax denticulatus</i>	Colombie				15,39					Campos, 1988
<i>Codakia orbicularis</i>	Républ. Dominicaine	3,80		1,66	3,08	50,9		1,57	22,9	Sbriz et al., 1998
<i>Tellina fausta</i>	Républ. Dominicaine	996		4,15	14,1	1080		4,91	51,4	Sbriz et al., 1998

Discussion générale et synthèse des résultats pour les bivalves

Les résultats présentés concernant la bioaccumulation de Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn chez les trois espèces de bivalves sélectionnées dans la première étape de cette étude montrent l'existence d'une variabilité inter-individuelle parfois forte des concentrations mesurées, selon les métaux et les sites considérés. Des valeurs anormalement élevées ont été fréquemment détectées parmi les populations analysées et participent dans certains cas à la forte variabilité observée ; leurs effets sur l'évaluation des concentrations moyennes chez une population d'une station donnée peuvent être éliminés en supprimant ces valeurs ou en appliquant des méthodes statistiques robustes moins sensibles à de telles valeurs extrêmes. Cependant, de telles corrections sont impossibles dans le cas où on regroupe différents spécimens de taille hétérogène dans un échantillon composite (« pooling »), qui représente la solution la plus pratique et la plus économique dans le cadre d'une surveillance biologique à long terme.

Cependant, la principale source de variabilité inter-individuelle est supposée être l'hétérogénéité des caractéristiques biométriques des spécimens au sein de chaque lot. La recherche des éventuelles relations entre les concentrations des différents métaux et les valeurs de variables biométriques telles que la longueur des valves ou le poids sec des chairs n'a pas été réalisée dans le cadre de cette étude. Une possible relation négative a toutefois été observée entre l'indice de condition physiologique et les concentrations en Al, Co, Cr et Fe chez *Gafrarium tumidum* ainsi qu'avec Al, Co, Cr, Fe, Ni et potentiellement Zn et Mn chez *Isognomon isognomon*. Une précédente étude sur cette espèce a néanmoins révélé l'existence d'une corrélation négative entre la taille et les concentrations en Fe (Brown & Kumar, 1990). Le travail présenté constitue donc une approche préliminaire descriptive qu'il est nécessaire de compléter en recherchant de telles relations selon des méthodes statistiques plus performantes pour chaque métal et pour chaque site. Les nombreuses études précédemment réalisées dans ce domaine ont montré que les relations d'allométrie de la bioaccumulation les plus souvent rencontrées quels que soient les organismes analysés correspondent généralement à des modèles de type puissance (Boyden, 1977 ; Newman & Heagler, 1991 ; Warnau *et al.*, 1995).

L'étude des caractéristiques biométriques des populations analysées montre que la condition physiologique moyenne des lots comparés peut être très différente même entre des populations ne présentant aucune différence significative de taille, comme ceci a précédemment été observé chez les moules dans le cadre du réseau RINBIO de l'IFREMER. La comparaison directe de ces populations peut donc être biaisée si une relation significative existe entre les concentrations en certains métaux et l'indice de condition. Dans ce cas, il est donc nécessaire soit de sélectionner *a posteriori* les individus selon leur taille et/ou leur indice de condition, soit de normaliser statistiquement les résultats bruts sur la base d'une modélisation de ces relations. La première solution a été appliquée à l'espèce *Isognomon isognomon* dans le cadre de notre étude, mais n'a pas pu l'être pour l'espèce *Gafrarium tumidum* sur l'ensemble des quatre stations choisies.

L'évaluation des niveaux de concentration atteints dans les tissus des populations analysées ainsi que les comparaisons géographiques de ces concentrations chez des lots de bivalves de même taille médiane ou sélectionnées selon leur indice de condition permettent d'estimer qualitativement les apports de ces métaux sous forme biodisponible dans les différents sites sélectionnés dans le cadre de ce travail, mais également d'estimer l'intérêt des trois espèces étudiées en tant que bioindicateurs de contamination du milieu côtier par les métaux.

Informations sur la contamination des sites

Baie Maa et Ouano

Ces deux sites ont été sélectionnés en tant que référence relative pour les espèces *Isognomon isognomon* et *Gafrarium tumidum* respectivement. La troisième espèce *Hyotissa hyotis* (espèce subtidale comme *I. isognomon*) n'a en effet pas été observée dans cette première baie. L'étude préliminaire réalisée avec trente *I. isognomon* par station indique que les concentrations en métaux y sont effectivement généralement inférieures à celles mesurées dans les spécimens des autres sites, à l'exception toutefois de Mn : aucune différence significative n'a en effet été trouvée pour ce métal entre les lots des stations M26 (baie Maa) et D63 (baie de Dumbéa) ainsi qu'avec N19 (baie de Sainte-Marie), les concentrations en baie Maa apparaissant même supérieures à celles des individus de la Grande Rade ; une possible explication concernant ce dernier cas sera donnée dans le paragraphe concernant cette baie. La seconde étude conduite avec des spécimens de tailles hétérogènes mais de même indice de condition précise que les concentrations en Mn mais également Al et Fe sont similaires entre les lots des stations M26 et D63, N19 ainsi que D12 (Grande Rade). Le classement des métaux selon leurs concentrations dans les tissus des *I. isognomon* récoltées dans cette baie est Zn>Fe>Al>Mn>Cu>Ni>Cr>Co.

Chez la seconde espèce, *G. tumidum*, les concentrations en Al et Mn chez les spécimens de Ouano ne diffèrent également pas significativement de celles en baie de Boulari et de Dumbéa, les concentrations en Al y étant même supérieures à celles en Grande Rade. De même, les concentrations en Co sont également relativement similaires entre les spécimens de Ouano et ceux de la Grande Rade et de Dumbéa. En revanche, toutes les autres concentrations mesurées dans les bivalves récoltés sur ce site sont significativement inférieures à celles obtenues aux autres stations. L'ordre des métaux selon leurs concentrations mesurées dans cette espèce est Fe>>Zn>Ni>Al>Mn>Cu>Co>Cr.

Les résultats obtenus chez ces deux espèces indiquent donc que ces deux sites peuvent effectivement être considérés comme des sites de référence pour la majorité des métaux étudiés. L'absence de différences significatives des concentrations en certains éléments tels que Al, Co, Fe et Mn entre les spécimens de ces deux sites et ceux de baies comme celle de Dumbéa notamment confirme cependant les résultats obtenus avec les macroalgues *Lobophora variegata* et *Halimeda macroloba* concernant l'existence de niveaux naturels parfois similaires à ceux observés en zones estuariennes, et ce malgré l'absence d'apports fluviatiles directs. En revanche, aucune évidence d'une éventuelle contamination de la baie Maa par le cuivre n'a pu être décelée par l'étude de *I. isognomon* contrairement à ce que suggéraient les résultats obtenus chez *L. variegata*.

Baie de Dumbéa et de Boulari

Malgré quelques différences, les résultats obtenus avec les deux espèces *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon* indiquent globalement que les populations provenant de ces deux sites estuariens se caractérisent par des concentrations en Co, Cr, Fe, Ni, et dans une moindre mesure en Al et Mn, généralement plus élevées que dans les autres sites étudiés (à part quelques exceptions toutefois, voir paragraphe suivant) et notamment les deux sites de référence relative. Ces quatre premiers métaux apparaissent donc clairement associés aux apports fluviatiles d'origine terrigène, dont une fraction apparaît biodisponible pour ces espèces. Ces résultats ne permettent pas d'établir si les deux espèces incorporent préférentiellement ces différents métaux à partir de formes particulières ou de formes dissoutes, ce qu'il est donc nécessaire d'étudier ultérieurement.

Les résultats des comparaisons des concentrations de ces métaux entre les stations situées dans ces deux baies varient sensiblement selon les trois espèces étudiées mais il en ressort globalement que les apports en Co, Cr et très probablement Ni et Al sous forme biodisponible en baie de Boulari sont supérieurs à ceux arrivant en baie de Dumbéa. Les apports en fer biodisponible semblent en revanche être assez similaires, tandis que les résultats obtenus pour le manganèse indiquent alternativement pour les trois espèces soit des concentrations supérieures dans les spécimens de la baie de Boulari, soit des concentrations ne présentant aucune différence significative. En ce qui concerne le cuivre et le zinc, l'étude des espèces *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon* révèle l'existence probable d'une faible mais significative contamination d'une partie de la baie de Dumbéa par ces deux métaux ; la proximité de la baie de Koutio fortement anthropisée est très vraisemblablement à l'origine de ces apports relativement modérés. En revanche, aucune différence significative des concentrations de ces deux métaux n'a été observée entre les *Hytissa hyotis* de ces deux baies. Cependant, l'interprétation des analyses comparatives des concentrations en métaux entre ces deux sites pour les diverses espèces étudiées demeure délicate en raison de l'influence possible des différences de caractéristiques biométriques (indice de condition pour *G. tumidum* et *I. isognomon*, taille pour *H. hyotis*) précédemment observées entre les populations analysées.

Les classements des métaux selon leurs concentrations médianes varient sensiblement selon les espèces mais aussi le site considéré. Ainsi chez *G. tumidum*, l'ordre pour les deux baies ne diffère que par les concentrations en Cu et en Co entre elles, soit Fe>>Zn>Ni>Al>Mn>Cu ou Co>Cr ; les concentrations en Cu sont supérieures à celles en Co chez les spécimens de la baie de Dumbéa, tandis que l'inverse s'observe chez ceux de la baie de Boulari. Chez *I. isognomon* et contrairement à la précédente espèce, les concentrations en zinc sont très supérieures à celles du fer tandis que les concentrations en nickel sont inférieures à celles en aluminium et en manganèse. Les deux classements ne diffèrent que par les concentrations en Ni et en Cu, les premières étant supérieures aux secondes en baie de Boulari et inversement en baie de Dumbéa, soit Zn>>Fe>Al>Mn>Ni ou Cu>Cr>Co. L'ordre des métaux bioaccumulés dans les tissus de la troisième espèce, *Hytissa hyotis*, s'apparente davantage à ceux de l'espèce précédente, les concentrations en manganèse étant toutefois inférieures à celles de Ni et Cu, soit Zn>Fe>>Al ou Cu>Ni>Mn>Cr>Co. Les concentrations en Cu sont supérieures à celles en Al en baie de Dumbéa, contrairement à ce qui est observé en baie de Boulari.

Grande Rade

L'étude de la variabilité intersite des concentrations en métaux et des niveaux atteints chez *Gafrarium tumidum* révèlent l'existence d'une contamination relativement marquée du fond de la Grande Rade par Cu, Mn, Ni et Zn. Des concentrations en Cr et en Fe assez élevées sont également trouvées dans les spécimens de cette station de fond de baie, celles-ci étant non significativement différentes de celles trouvées dans les spécimens des baies de Boulari et de Dumbéa. Les résultats obtenus chez l'espèce *Isognomon isognomon* montrent également l'existence d'une forte contamination de la Grande Rade par le zinc et dans une bien moindre mesure par le cuivre. Les concentrations en Zn mesurées chez cette espèce dans cette baie sont en outre extrêmement élevées, indiquant que celle-ci est un très bon bioaccumulateur de ce métal. Curieusement, les plus faibles concentrations en Mn chez *I. isognomon* ont été mesurées chez les spécimens de la Grande Rade, contrairement aux résultats obtenus chez la précédente espèce. En outre, une corrélation négative a été observée entre Zn et Mn chez cette première espèce en considérant un ensemble de cent cinquante individus provenant de cinq stations. Ces observations suggèrent donc fortement l'existence d'une possible interaction antagoniste entre ces deux métaux lors des processus de bioaccumulation, ce qui nécessiterait d'être vérifié expérimentalement. Cette espèce reflète également mais dans une moindre mesure la

contamination en Ni précédemment révélée par l'espèce *G. tumidum*, permettant la mise en évidence d'un gradient décroissant entre les stations de « fond » de baie D12 et de sortie de baie D19. Les classements des métaux selon leurs concentrations médianes sont Fe>>Zn>Ni>Mn>Cu>Al>Cr>Co pour *G. tumidum* et Zn>>Fe>Al>Cu>Mn>Ni>Cr>Co chez *I. isognomon*.

Cette contamination de la Grande Rade est supposée avoir plusieurs origines différentes. Comme il a été vu précédemment, des métaux tels que Co, Cr, Fe, Ni et dans une moindre mesure Mn sont généralement associés aux apports terrigènes. Cette baie ne recevant aucun apport fluviatile direct ni même indirect, ces apports ne peuvent provenir que des activités industrielles développées sur le pourtour du site. Le cobalt, le chrome et le nickel sont vraisemblablement issus très majoritairement de l'usine métallurgique de Doniambo située en fond de baie ; le fer et le chrome peuvent en outre être rejetés également par d'autres types d'activités industrielles. En revanche, la présence de fortes concentrations en Zn et de concentrations plus modérées en Cu proviendrait davantage des rejets urbains non traités et des eaux de ruissellement arrivant dans la baie.

Sainte-Marie

Seule l'espèce *Isognomon isognomon* a pu être récoltée dans cette baie. Celle-ci révèle une contamination relativement modérée de la baie par le cuivre et le zinc, supposée provenir exclusivement des rejets d'eaux usées non traitées débouchant dans le fond de la baie par plusieurs émissaires mais également des eaux de ruissellement. Aucun gradient de concentration n'a cependant été mis en évidence entre les deux stations N10 et N19 pour ces deux métaux ni même les autres à l'exception de Al ; ceci vient probablement du fait que ces deux stations ne sont pas alignées selon un axe « fond de baie/sortie de baie ». L'ordre des métaux dans les *I. isognomon* de cette baie traduit bien cette contamination en Cu notamment : Zn>>Fe>Cu>Al>Mn>Ni>Cr>Co.

Potentialités des bivalves en tant que bioindicateurs d'apports en métaux

Gafrarium tumidum et Isognomon isognomon

De par l'abondance et les densités de leurs populations, ces deux espèces apparaissent être des candidats relativement intéressants en tant que bioindicateurs de contamination. L'espèce *Isognomon isognomon* se rencontre en grandes quantités et à de multiples stations subtidales dans l'ensemble des sites sélectionnés pour cette étude, permettant ainsi la réalisation d'éventuelles comparaisons géographiques intrasites. Cependant, ces animaux étant fixés à des substrats durs par leur byssus, leur récolte nécessite d'avoir accès à la base de l'individu afin de couper le byssus de façon à ne pas endommager l'animal, ce qui n'est pas toujours possible. Leur identification *in situ* peut en outre poser quelques difficultés en raison de leur polymorphisme et de la confusion possible avec l'espèce *Malleus regula*, qui semble partager la même niche écologique. Cette identification est toutefois assez aisément réalisable sur des individus désolidarisés de leur substrat à partir de l'observation de la forme de la charnière ou de l'intérieur des valves sur des spécimens sacrifiés. L'espèce *Gafrarium tumidum* présente moins de contraintes de récolte que la précédente espèce, celle-ci étant située en zone intertidale accessible à pied à marée basse. Contrairement à la précédente espèce, les « grisettes » ne sont pas fixées mais vivent enfouies dans les sédiments. Une possible confusion existe entre des juvéniles de cette espèce et une espèce proche, *Gafrarium pectinatum*, présente cependant en moindre quantité sur les sites prospectés. L'espèce *G. tumidum* est consommée localement et son étude présente donc également un intérêt du point de vue sanitaire en cas de consommation

excessive de spécimens fortement contaminés, quoique les niveaux atteints semblent loin d'être alarmants de ce point de vue. Par rapport aux *I. isognomon*, celle-ci est cependant nettement plus difficile à trouver en quantités dans les baies côtières dont les abords sont aménagés et étant susceptibles d'être surveillées du point de vue de leur éventuelle contamination.

L'utilisation de *Gafrarium tumidum* et d'*Isognomon isognomon* en tant que bioindicateurs de contamination métallique a déjà été proposée précédemment par [Dougherty \(1988\)](#) et [Brown & Kumar \(1990\)](#) respectivement. D'autres espèces appartenant au genre *Isognomon* ont également été proposées, telles que *I. alatus* et dans une moindre mesure *I. bicolor* ([Campos, 1988](#)). L'étude de la bioaccumulation de plusieurs métaux les plus communément rencontrés dans le milieu côtier chez ces espèces dans le cadre du présent travail confirme de manière claire leur intérêt dans le cadre d'une surveillance biologique de la contamination métallique en milieu côtier tropical. La comparaison des concentrations médianes entre ces deux espèces pour chacun des sites permet d'établir leur affinité relative vis-à-vis des divers métaux étudiés et fait ainsi ressortir leur complémentarité. L'espèce *Gafrarium tumidum* (Veneridae, Eulamellibranches) présente des concentrations médianes en Co, Fe et Ni supérieures à celles mesurées chez *Isognomon isognomon* (Isognomonidae, Filibranches) dans les mêmes sites. Cette seconde espèce montre au contraire des concentrations en Zn et Al supérieures à celles de la première espèce. Les concentrations en Mn semblent également être sensiblement supérieures chez *I. isognomon*, chez laquelle une interaction antagoniste de ce métal avec Zn est suspectée. Les concentrations en Cr et en Cu semblent quant à elles être assez similaires entre les deux espèces. Une précédente étude a montré que les Eulamellibranches sont de moins bons bioaccumulateurs de Cd que les Filibranches ([Pigeot, 2001](#)) ; les résultats obtenus dans notre étude indiquent donc que ceci ne semble pas être le cas pour d'autres métaux. Cependant, ces deux espèces ne partageant pas de stations communes, la comparaison directe de leur capacité de bioaccumulation n'a pas pu être réalisée ; il n'est donc pas possible de savoir si ces différences sont dues i) à des capacités de bioaccumulation différentes, ii) à des vecteurs préférentiels de contamination différents ou iii) si celles-ci proviennent de gradients de distance différents par rapport aux sources d'apports, l'espèce *G. tumidum* en zone intertidale étant supposée plus proche des points sources mais exposée aux métaux partiellement seulement, pendant l'immersion. Des expériences *in vitro* sont donc nécessaires pour évaluer et comparer réellement leurs capacités de bioaccumulation respectives pour ces divers métaux ainsi que d'autres tels que l'arsenic, le cadmium, l'argent ou le mercure notamment.

Hyotissa hyotis

Bien qu'initialement observée sur 36 % des stations inventoriées lors de l'étape de prospection et présente dans tous les sites sélectionnés, cette espèce n'a cependant pu être récoltée en quantités suffisantes (une dizaine d'individus de taille modérément hétérogène) que dans les sites estuariens, limitant ainsi l'étude de leur capacité de bioaccumulation. Cette espèce semble se rencontrer en bien moindres quantités que les deux précédentes espèces, ce qui représente un inconvénient certain dans le cadre de son utilisation en tant que bioindicateur. Son identification peut en outre s'avérer délicate. La comparaison des niveaux de concentration entre cette espèce et les deux autres discutées précédemment pour les baies de Dumbéa et de Boulari révèle des capacités de bioaccumulation apparemment proches de celles de *G. tumidum* pour Al ainsi que d'*I. isognomon* pour Co. D'après les résultats obtenus, cette capacité apparaît inférieure à celle d'*I. isognomon* mais supérieure à celle de *G. tumidum* pour Cu et Zn. L'espèce *H. hyotis* montre en revanche les plus basses concentrations en Fe, Mn et Ni parmi les trois espèces étudiées dans ces deux sites estuariens. Cette troisième espèce semble donc moins intéressante que les deux autres en tant que bioindicateur quantitatif de contamination par les métaux.

Conclusions

Les concentrations en huit métaux (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) ont été mesurées chez trois espèces de bivalves (une espèce intertidale et deux espèces subtidales) sur un total de quatorze stations situées en zone côtière et estuarienne. Bien que les bivalves constituent le groupe le plus étudié en tant que bioindicateurs de contamination y compris en milieu tropical, très peu d'études ont cependant été menées sur les espèces sélectionnées, lesquelles sont pourtant relativement communes dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Une étude de la variabilité inter-individuelle des concentrations en métaux dans les chairs totales a montré que celle-ci pouvait être importante selon les métaux et les sites considérés ; cette variabilité est supposée s'expliquer en grande partie par l'hétérogénéité morphologique et/ou la condition physiologique des individus analysés. Des différences significatives de condition physiologique ont en outre été observées entre certaines populations analysées. Des relations entre cette condition physiologique et la bioaccumulation de certains métaux (Al, Co, Cr, Fe notamment) étant suspectées, les résultats de comparaison directe de ces populations peuvent être biaisés ; la sélection d'individus possédant des indices de condition relativement proches est donc préférable pour effectuer ces comparaisons. Cependant, l'étude des relations susceptibles d'exister entre les concentrations en chacun des métaux et les différentes variables biométriques n'a pas été réalisée dans le cadre de cette étude préliminaire et devrait donc être recherchée ultérieurement.

L'analyse comparative des concentrations en métaux entre des spécimens provenant de plusieurs sites soumis à des apports en métaux variés suggère que les espèces *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon* s'avèrent relativement intéressantes en tant que bioindicateurs de contamination métallique. Leur étude a notamment révélé l'existence d'une contamination en Cu, Mn, Ni et Zn dans la baie de la Grande Rade, soumise à des apports principalement industriels mais aussi urbains, ainsi qu'une contamination en Cu et en Zn dans la baie de Sainte-Marie, recevant des apports urbains également. Les baies de Boulari et de Dumbéa, situées en zone estuarienne, semblent quant à elles soumises à des apports en Al, Co, Cr, Ni et Fe d'origine terrigène. L'étude plus approfondie des mécanismes de transfert des métaux et de bioaccumulation chez ces deux espèces ainsi que leur validation en tant que bioindicateurs est donc nécessaire dans le cadre d'une éventuelle surveillance biologique du milieu.

BIOACCUMULATION DES METAUX DANS L'HOLOTHURIE *HOLOTHURIA (HALODEIMA) EDULIS*

Concentrations

Les concentrations en Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec) dans l'ensemble des viscères (débarrassées du tube digestif et de son contenu en sédiment) et dans les téguments des holothuries provenant de huit stations réparties dans les différents sites étudiés sont indiquées dans le [tableau 28](#). Douze individus ont été analysés à chaque station ; cependant, quelques valeurs extrêmes vraisemblablement aberrantes ont été identifiées comme précédemment à l'aide des boîtes de Tuckey et des droites de Henry puis supprimées avant le traitement statistique des résultats. Le classement des différents métaux selon leurs concentrations dans les viscères et dans les téguments pour les diverses stations est schématiquement le suivant : $\text{Fe} > \text{Al} > \text{Zn} > \text{Cr}, \text{Cu}, \text{Mn}, \text{Ni} > \text{Co}$ pour l'ensemble des stations. L'ordre entre Cr, Cu, Mn et Ni varie en revanche selon les sites et les tissus considérés. Afin d'estimer là encore les niveaux de concentrations atteints dans les individus analysés, la comparaison de ces niveaux avec ceux précédemment rapportés dans la littérature scientifique ([tableau 29](#)) est présentée et discutée pour chaque métal. Bien que cette synthèse bibliographique sur ce sujet ne prétende pas être complètement exhaustive, il apparaît cependant clairement que le nombre d'études consacrées à la bioaccumulation des métaux chez les holothuries est relativement limitée.

Aluminium

L'analyse de cet élément n'ayant pas pu être validée en raison de l'absence de valeur certifiée dans le matériel de référence utilisé (DORM-2), les résultats obtenus sont présentés à titre indicatif et doivent donc être considérés avec prudence. Les concentrations obtenues dans les viscères sont comprises entre $46,2 \pm 23,1$ et $160,8 \pm 59,4 \mu\text{g.g}^{-1}$; celles mesurées dans les téguments s'échelonnent entre $17,1 \pm 4,9$ et $77,8 \pm 31,2 \mu\text{g.g}^{-1}$ selon les stations. Ces concentrations moyennes dans les viscères sont du même ordre de grandeur que celles précédemment trouvées dans les viscères de deux autres espèces tropicales (*Holothuria (Halodeima) mexicana* et *Isostichopus badiotus*) provenant d'un site contaminé ([Laboy-Nieves & Conde, 2001](#)), chez lesquelles les concentrations maximales observées sont cependant supérieures à celles obtenues dans cette étude. Les résultats présentés sont en revanche nettement inférieurs à ceux concernant des holothuries abyssales ([Kuznetsov et al., 1989-1990](#) ; [Moore et al., 1997](#)) mais il faut garder à l'esprit que les eaux profondes océaniques sont très riches en métaux dissous en particulier du fait du recyclage biologique, la comparaison avec des organismes profonds devenant dès lors très peu pertinente.

Cobalt

Les concentrations moyennes en cobalt dans les viscères vont de $0,19 \pm 0,12$ à $1,26 \pm 0,26 \mu\text{g.g}^{-1}$. Pour les téguments, cet élément n'a pas été détecté dans les spécimens des stations M26 (baie Maa), D22 (sortie de la Grande Rade), N13 et N27 (baie de Sainte-Marie). Les concentrations mesurées dans ceux des stations N10 (baie de Sainte-Marie) et D13 (Grande Rade) sont relativement proches de la limite de détection calculée globalement pour cette méthode et doivent donc être considérées avec prudence. Celles obtenues dans les téguments des

spécimens des deux autres stations (D63 en baie de Dumbéa et B07 en baie de Boulari) sont relativement similaires, soit $0,29 \pm 0,13$ et $0,32 \pm 0,13 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivement.

Une seule valeur a été trouvée pour le cobalt dans la littérature concernant ce groupe, soit $0,11 \mu\text{g.g}^{-1}$ chez *H. tubulosa* considéré *in toto* (Papadopoulou *et al.*, 1976). Cette valeur est relativement inférieure à celles généralement observées dans notre étude, tant dans les viscères que dans les téguments, bien que des concentrations non détectables aient cependant été observées dans les téguments des spécimens provenant de la moitié des stations étudiées. Cependant, la comparaison avec cette valeur unique est hasardeuse pour conclure avec certitude sur les niveaux de concentrations en cobalt observés. Une étude expérimentale sur l'incorporation et l'excrétion de ce métal chez *Stichopus japonicus* a permis de montrer qu'après exposition, le cobalt radioactif (^{60}Co) se distribuait entre les muscles (75 %), le tube digestif (17 %) et les fluides corporels (7 %) et que le taux d'excrétion était relativement faible, indiquant que ce métal n'était pas facilement éliminé une fois incorporé au matériel organique. Ces auteurs ont en outre déterminé que le cobalt était principalement associé à des fractions organiques de haut poids moléculaire chez *S. japonicus* et que de nombreux composés tels que des protéines et carbohydrates possédaient une forte affinité pour ce métal (Suzuki *et al.*, 1982).

Chrome

Dans les viscères, les concentrations moyennes varient de $2,81 \pm 1,03$ à $8,47 \pm 2,66 \mu\text{g.g}^{-1}$ selon les stations. Dans les téguments, les valeurs moyennes obtenues sont comprises entre $0,73 \pm 0,19$ et $1,81 \pm 0,67 \mu\text{g.g}^{-1}$. A l'instar du cobalt, une seule valeur de concentration en chrome a été trouvée dans la littérature, soit $0,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ chez *Hothuria tubulosa* (Papadopoulou *et al.*, 1976). L'insuffisance de données relatives à ce métal chez des holothuries dans la littérature ne permet pas d'estimer précisément les niveaux de concentrations atteints chez *Holothuria edulis* dans notre étude. Cependant, la comparaison avec cette valeur unique suggère que ces concentrations sont peut-être significatives d'apports en Cr dans le milieu.

Cuivre

Les concentrations mesurées dans les viscères montrent une très faible variabilité entre les diverses stations, avec des valeurs comprises entre $2,22 \pm 0,37$ et $3,05 \pm 0,70 \mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations moyennes mesurées dans les téguments sont assez peu variables également, avec des valeurs généralement comprises entre $1,21 \pm 0,33$ et $2,17 \pm 0,43 \mu\text{g.g}^{-1}$, à l'exception des spécimens de la station D13, pour lesquels la teneur moyenne en cuivre des téguments atteint $7,25 \pm 8,18 \mu\text{g.g}^{-1}$. Malgré l'élimination d'une valeur extrême, la variabilité interindividuelle des concentrations en Cu dans ce tissu reste relativement importante à cette station en raison de la présence de trois valeurs relativement fortes contrastant avec les autres. Contrairement aux trois précédents métaux, ce métal a été systématiquement analysé lors des travaux antérieurs et les éléments de comparaison sont donc relativement plus nombreux. Les concentrations observées dans notre étude tant dans les viscères que dans les téguments correspondent aux niveaux les plus bas généralement rencontrés dans la littérature chez ce groupe (Thompson & Paton, 1980 ; Maven *et al.*, 1995 ; Xing & Chia, 1997 ; Rojas *et al.*, 1998), tandis que des niveaux de concentration bien supérieurs pouvant atteindre $1892 \mu\text{g.g}^{-1}$ ont déjà été rapportés chez diverses espèces récoltées dans des milieux souvent contaminés (Cristiani, 1979 ; Maven *et al.*, 1995 ; Moore *et al.*, 1997 ; Rojas *et al.*, 1998 ; Storelli *et al.*, 2001 ; Laboy-Nieves & Conde, 2001). Les valeurs présentées dans notre étude semblent donc relativement peu élevées.

Fer

Les concentrations en fer sont de loin les plus élevées parmi les différents métaux analysés tant dans les viscères que dans les téguments, avec des valeurs comprises entre 183 ± 60 et

$396 \pm 132 \mu\text{g.g}^{-1}$ et entre $26,0 \pm 6,7$ et $89,8 \pm 44,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ respectivement. Les concentrations mesurées dans les téguments sont du même ordre de grandeur que celles précédemment rapportées chez diverses espèces de Papouasie-Nouvelle Guinée, dont *Holothuria edulis* pour laquelle une concentration de $81,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ avait été trouvée (Maven *et al.*, 1995). Cependant, les auteurs ne précisent pas si leurs résultats sont relatifs à l'ensemble des téguments et des viscères ou bien à l'un des deux tissus seulement. Rojas *et al.* (1998) ont également obtenu des valeurs assez similaires dans les téguments d'*H. mexicana*, avec des concentrations maximales cependant sensiblement plus élevées. En revanche, les concentrations présentées sont nettement inférieures à celles citées pour ce tissu chez deux autres espèces, comprises entre 303 et $760 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Moore *et al.*, 1997 ; Storelli *et al.*, 2001). En ce qui concerne les viscères, nos valeurs sont bien supérieures à celles rapportées par Maven *et al.* (1995) mais sont également très inférieures à celles précédemment obtenues chez *H. polii* et *H. mexicana*, des concentrations exceptionnelles dépassant $9000 \mu\text{g.g}^{-1}$ ayant été trouvées chez la première espèce (Rojas *et al.*, 1998 ; Storelli *et al.*, 2001). De même que dans notre étude, Rojas *et al.* (1998) indiquent que le fer est le métal présentant les plus fortes concentrations dans l'ensemble des tissus analysés chez *H. mexicana*. Les concentrations en fer dans les viscères et les téguments d'*Holothuria edulis* obtenues dans la présente étude semblent donc révélatrices de milieux soumis à des apports modérés.

Manganèse

Les valeurs des concentrations moyennes en manganèse trouvées dans les viscères sont comprises entre $1,62 \pm 0,81$ et $8,43 \pm 2,79 \mu\text{g.g}^{-1}$, tandis que celles dans les téguments varient de $1,54 \pm 0,48$ à $4,74 \pm 1,11 \mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations dans les viscères sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les tissus éviscérés d'*H. mexicana* (Laboy-Nieves & Conde, 2001) mais correspondent approximativement aux plus basses valeurs obtenues dans l'ensemble des viscères chez la même espèce (Rojas *et al.*, 1998) et *Isostichopus badiionotus* (Laboy-Nieves & Conde, 2001). Les valeurs présentées pour les téguments sont quant à elles supérieures à celles précédemment rapportées par Moore *et al.* (1997) pour une espèce de grande profondeur mais apparaissent là encore inférieures à celles obtenues par Rojas *et al.* (1998) chez *H. mexicana*, comprises entre 4,1 et $16 \mu\text{g.g}^{-1}$. Les concentrations mesurées dans les deux compartiments corporels des spécimens d'*H. edulis* provenant des sites sélectionnés semblent donc correspondre à des apports en Mn assez faibles dans leur milieu environnant.

Nickel

Les concentrations en Ni sont comprises entre $2,10 \pm 0,71$ et $7,21 \pm 3,27 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les viscères et entre $1,13 \pm 0,36$ et $3,20 \pm 1,25 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les téguments. Seules deux études présentant des concentrations en Ni chez des holothuries ont été trouvées dans la littérature (Kuznetsov *et al.*, 1989-1990 ; Laboy-Nieves & Conde, 2001). Les concentrations obtenues par ces derniers auteurs dans les tissus éviscérés de deux autres espèces sont très nettement supérieures à celles mesurées dans notre étude et semblent donc suggérer que, bien que loin d'être négligeable, la quantité de nickel biodisponible pour *H. edulis* présent dans les sédiments des stations sélectionnées reste modérée. Malheureusement, aucune donnée n'est disponible concernant les concentrations de ce métal dans les téguments.

Zinc

Les concentrations en zinc mesurées dans les viscères sont comprises entre $29,7 \pm 4,25$ et $37,6 \pm 8,37 \mu\text{g.g}^{-1}$; les valeurs moyennes obtenues dans les téguments sont quant à elles comprises entre $11,3 \pm 2,3$ et $19,0 \pm 4,6 \mu\text{g.g}^{-1}$. Après le fer et l'aluminium, le zinc est le métal montrant les plus fortes concentrations, lesquelles sont très supérieures à celles du cuivre. Un

constat similaire avait précédemment été fait concernant l'espèce *H. leucospilota* par Xing & Chia (1997). De même, Rojas *et al.* (1998) ont observé que les teneurs en Zn constituaient les plus fortes concentrations après le fer quels que soient les tissus ou organes analysés. En revanche, Storelli *et al.* (2001) ont observé dans les téguments des concentrations en cuivre supérieures à celles du zinc.

Tableau 28 : Concentrations en métaux ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec \pm écart-type) dans les viscères et téguments de l'holothurie *Holothuria (Halodeima) edulis* en fonction des sites (n.d : non détecté) ; **Visc** : viscères ; **Tég.** : téguments.

Stations	Tissus	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
<u>Maa</u>									
M26	Visc.	120 \pm 48	0,46 \pm 0,12	2,81 \pm 1,03	2,78 \pm 0,56	255 \pm 59	2,20 \pm 1,13	2,26 \pm 0,61	35,2 \pm 5,2
	Tég.	27,1 \pm 5,6	< 0,10	1,47 \pm 0,62	1,95 \pm 0,69	36,8 \pm 12,3	1,54 \pm 0,48	1,13 \pm 0,36	12,6 \pm 2,5
<u>Dumbéa</u>									
D63	Visc.	79,8 \pm 27,2	1,18 \pm 0,27	8,36 \pm 2,34	2,35 \pm 0,43	304 \pm 82	8,43 \pm 2,79	7,21 \pm 3,27	34,7 \pm 6,8
	Tég.	32,2 \pm 17,8	0,29 \pm 0,13	1,74 \pm 0,81	1,54 \pm 0,53	61,7 \pm 27,6	4,74 \pm 1,11	3,20 \pm 1,25	11,5 \pm 2,2
<u>Grande Rade</u>									
D13	Visc.	46,2 \pm 23,1	0,60 \pm 0,18	7,32 \pm 4,27	2,44 \pm 0,47	183 \pm 60	6,58 \pm 2,53	4,98 \pm 2,34	36,6 \pm 8,9
	Tég.	29,2 \pm 11,4	0,13 \pm 0,07	1,45 \pm 0,96	7,25 \pm 8,18	34,0 \pm 14,2	3,94 \pm 1,46	2,44 \pm 0,69	19,0 \pm 4,6
D22	Visc.	89,8 \pm 28,9	0,26 \pm 0,10	6,21 \pm 3,40	2,49 \pm 0,74	298 \pm 57	3,33 \pm 1,42	7,05 \pm 3,37	37,6 \pm 8,4
	Tég.	17,1 \pm 4,9	< 0,10	0,88 \pm 0,27	1,53 \pm 0,37	26,0 \pm 6,7	2,69 \pm 1,27	1,93 \pm 1,17	11,3 \pm 2,3
<u>Sainte Marie</u>									
N10	Visc.	161 \pm 59	0,39 \pm 0,04	5,19 \pm 1,63	2,74 \pm 0,45	396 \pm 132	2,15 \pm 0,68	6,89 \pm 4,30	29,7 \pm 4,2
	Tég.	77,8 \pm 31,2	0,10 \pm 0,04	1,81 \pm 0,67	1,21 \pm 0,33	89,8 \pm 44,3	2,06 \pm 0,68	2,74 \pm 0,95	13,2 \pm 3,0
N13	Visc.	116 \pm 59	0,26 \pm 0,03	4,64 \pm 1,99	2,22 \pm 0,37	245 \pm 92	1,62 \pm 0,81	2,10 \pm 0,71	32,7 \pm 5,4
	Tég.	26,5 \pm 13,3	< 0,10	1,48 \pm 0,60	1,99 \pm 0,77	37,4 \pm 18,9	1,60 \pm 0,63	1,25 \pm 0,44	13,5 \pm 2,4
N27	Visc.	57,2 \pm 30,3	0,19 \pm 0,12	2,89 \pm 1,25	3,05 \pm 0,70	237 \pm 55	3,83 \pm 0,91	4,86 \pm 1,62	35,8 \pm 6,9
	Tég.	24,5 \pm 9,7	< 0,10	0,73 \pm 0,19	2,17 \pm 0,43	32,7 \pm 7,9	3,22 \pm 1,06	1,62 \pm 0,67	15,0 \pm 2,8
<u>Boulari</u>									
B07	Visc.	124 \pm 45	1,26 \pm 0,26	8,47 \pm 2,66	2,75 \pm 0,47	389 \pm 127	7,63 \pm 1,81	7,17 \pm 2,34	35,0 \pm 6,9
	Tég.	32,9 \pm 17,4	0,32 \pm 0,13	1,43 \pm 0,54	1,56 \pm 0,38	55,0 \pm 16,4	4,45 \pm 1,56	1,95 \pm 0,68	12,1 \pm 2,9

Les valeurs rencontrées dans les viscères d'*H. edulis* sont supérieures à celle rapportée chez la même espèce ainsi que chez *Bohadschia marmorata* et *H. fascopundata* (Maven *et al.*, 1995) et sont similaires à celle observée chez *H. impetius* (Maven *et al.*, 1995) ou *H. tubulosa* (Papadopoulou *et al.*, 1976). Elles sont également comprises dans la fourchette de concentrations mesurées dans les viscères d'*H. leucospilota* (Xing & Chia, 1997). Les concentrations présentées correspondent en outre aux plus basses valeurs mesurées chez *H. mexicana* (Rojas *et al.*, 1998 ; Laboy-Nieves & Conde, 2001). En revanche, ces valeurs sont très nettement inférieures aux plus fortes concentrations précédemment trouvées dans les viscères de cette dernière espèce ainsi que dans celles d'*H. polii* (Storelli *et al.*, 2001) dans une zone pourtant faiblement contaminée, d'*H. tubulosa* et *Isostichopus badionotus* (Laboy-Nieves & Conde, 2001) dans une zone davantage contaminée (avec des valeurs pouvant dépasser une centaine de microgrammes par gramme et même excéder $1200 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) ou encore dans l'espèce profonde *Molpadia intermedia* (Thompson & Paton, 1980). Les concentrations observées dans les téguments de nos spécimens sont supérieures à celles citées par Xing & Chia (1997) pour *H. leucospilota* et relativement proches des valeurs observées chez l'espèce de profondeur *Oneirophanta mutabilis* (Moore *et al.*, 1997) et comprises dans l'intervalle de valeurs donné par Rojas *et al.* (1998) chez *H. mexicana*. Cependant, ces valeurs sont nettement inférieures à celles trouvées chez *H. polii* (Storelli *et al.*, 2001) et aux plus fortes concentrations citées pour *H. mexicana* (Rojas *et al.*,

1998). Les concentrations trouvées chez *H. edulis* dans le cadre de notre étude sont donc tout à fait communes et semblent plutôt associées à une absence de contamination ou une contamination relativement modérée du milieu.

Tableau 29 : Synthèse bibliographique des concentrations en différents métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec, sauf pour * : en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids frais) précédemment rapportées chez des holothuries des zones tropicales et tempérées.

Espèce	Localisation	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	Référence
<i>Holothuria edulis</i>	Papouasie N ^{elle} Guinée				4,3	81,1			20,3	Maven et al., 1995
<i>H. impetius</i>	Papouasie N ^{elle} Guinée				1,8	50,1			30,4	Maven et al., 1995
<i>H. fuscopundata</i>	Papouasie N ^{elle} Guinée				2,6	105,6			12,0	Maven et al., 1995
<i>Bohadschia marmorata</i>	Papouasie N ^{elle} Guinée				23,1	26,0			8,5	Maven et al., 1995
<i>H. leucospilota</i>	Viscères Hong Kong				n.d-5,5				13,7-98,1	Xing & Chia, 1997
	Téguments Hong Kong				2,1				8-11	Xing & Chia, 1997
<i>H. polii</i>	Viscères Mer Adriatique				10,7-15,3	7368-9109			44,8-110,7	Storelli et al., 2001
	Téguments Mer Adriatique				40,3-130,3	595-760			32,0-37,7	Storelli et al., 2001
<i>H. mexicana</i>	Viscères Costa Rica				3,2-69	38-1044	6,5-46		30-174	Rojas et al., 1998
	Téguments Costa Rica				1,3-33	20-132	4,1-16		14-84	Rojas et al., 1998
	Tissus éviscérés Vénézuéla	31,3-220			88-1323		0,1-13,1	19,0-58,2	20-601	Laboy-Nieves & Conde, 2001
<i>H. tubulosa</i>	Côte Bleue, France Golfe de Saronikos, Grèce		0,11	0,80	11,6-118	74			36	Papadopoulou et al., 1976
<i>Isostichopus badionotus</i>	Vénézuéla Tissus éviscérés	63,2-243			179-1892		8,5-19,5	15,7-94,0	910-1241	Laboy-Nieves & Conde, 2001
<i>Molpadia intermedia</i> (muscles)	Détroit de Georgie				1,9-24,0				118-167	Thompson & Paton, 1980
<i>Pannichia moseleyi</i>	Mer d'Okhotsk	510,0*			1,0*	444*	5,9*	0,8*	1,6*	Kuznetsov et al., 1989
<i>Oneirophanta mutabilis</i>	Téguments plaine abyssale	152 ± 38,2			207,5 ± 29,4	303 ± 43,2	1,35 ± 0,05		22,78 ± 3,19	Moore et al., 1997

Répartition des métaux entre viscères et téguments

La distribution des métaux étudiés entre les deux grands compartiments tissulaires de l'animal, *i.e.* les viscères *in toto* (à l'exception du tube digestif contenant les sédiments ingérés) et le tégument, a été étudiée et comparée avec les observations faites par de précédents auteurs.

Résultats

Le degré de la corrélation (coefficient de corrélation linéaire de Pearson et probabilité associée) ainsi que la significativité de la différence (test t pour échantillons dépendants) entre les concentrations de chaque métal dans les deux tissus, tous sites confondus, ont été calculés à partir des données transformées en logarithme sans les valeurs extrêmes (tableau 30).

Tableau 30 : Comparaison statistique des concentrations en métaux entre les viscères et les téguments :

r : coefficient de corrélation linéaire de Pearson ;

$p_{\text{corrélation}}$: probabilité relative à la corrélation ;

$C_{\text{visc}} / C_{\text{tég}}$: intervalle des rapports des concentrations moyennes de chaque métal entre les viscères et les téguments calculés pour les différents sites

t : valeur du test t pour échantillons dépendants ; p_t : probabilité relative au résultat du test t ;

n : effectif total pris en compte pour les deux tests

	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
r	0,34	0,80	0,17	0,07	0,42	0,85	0,59	-0,04
$p_{\text{corrélation}}$	0,001	0,000	0,200	0,513	0,000	0,000	0,000	0,722
$C_{\text{visc}} / C_{\text{tég}}$	1,6-5,2	3,9-4,6	1,9-7,0	0,3-2,3	4,9-11,5	1,0-1,8	2,0-3,7	1,9-3,3
t	15,83	18,53	18,03	8,68	36,54	7,715	15,59	27,97
p_t	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,00
n	92	47	90	84	93	92	87	91

Les résultats obtenus en considérant l'ensemble des spécimens analysés indiquent que les concentrations en métaux dans les viscères et celles dans les téguments correspondants sont corrélées pour Al, Co, Fe, Mn et Ni ($p \leq 0,001$) mais ne le sont pas pour Cr, Cu et Zn ($p > 0,05$). En revanche, les différences entre les concentrations moyennes dans les deux tissus tous sites confondus sont très hautement significatives pour tous les métaux étudiés, les concentrations trouvées dans les viscères étant supérieures à celles dans les téguments. Les rapports de ces concentrations moyennes dans les deux compartiments corporels considérés varient cependant nettement selon les métaux et les sites. Les différences de concentrations les plus importantes sont observées pour Fe (11,5), pour Cr (7,0) et pour Al (5,2) à la station D22 (Grande Rade), puis pour Co (4,6) à la station D13 (Grande Rade également). Pour Ni et Zn, les rapports les plus élevés parmi les divers sites sont également observés pour les individus de la station D22, soit 3,6 et 3,3 respectivement. Ces plus forts écarts ne coïncident cependant généralement pas avec les plus forts niveaux de concentrations observés pour ces métaux dans les deux tissus entre les sites. Les différences les moins marquées s'observent quant à elles pour Mn, dont les concentrations dans les viscères sont au maximum moins de deux fois plus élevées que celles dans les téguments ; les rapports moyens les plus élevés pour ce métal (1,7-1,8) ont été obtenus chez les individus des deux stations sous influence terrigène (D63 en baie de Dumbéa et B07 en baie de Boulari) ainsi que pour ceux de la station D13 en Grande Rade. Seules les concentrations en cuivre dans les téguments des spécimens de la station D13 sont nettement supérieures à celles dans les viscères, selon un facteur trois. Un éventuel artefact dû à la forte variabilité interindividuelle des concentrations en Cu est à exclure, l'étude du rapport des médianes des concentrations (bien moins sensibles aux valeurs extrêmes) donnant le même résultat avec un facteur moindre toutefois (proche de deux). Outre cette « anomalie », les rapports des concentrations de cet élément entre les deux tissus sont également relativement peu élevés, seuls

les spécimens de la station N10 (Sainte-Marie) montrant des concentrations dans les viscères plus de deux fois supérieures à celles mesurées dans les téguments.

Ces résultats suggèrent donc que le chrome, le cuivre et le zinc ont un comportement différent des autres métaux étudiés en termes de bioaccumulation. En revanche les viscères constituent quasi systématiquement le compartiment préférentiel pour la bioaccumulation de tous les métaux étudiés. L'affinité du fer, du chrome, de l'aluminium et du cobalt notamment vis-à-vis de ce tissu est particulièrement marquée, alors que celle du manganèse et du cuivre semble au contraire assez faible bien que significative. Le fait que les plus fortes différences entre les deux tissus pour l'ensemble des métaux étudiés, à l'exception toutefois des deux derniers, soient presque toujours observées aux stations D22 puis en D13 (toutes deux situées dans la Grande Rade) est remarquable et sera discuté par la suite.

Analyse bibliographique

La distribution sélective des métaux entre les deux compartiments étudiés et l'affinité préférentielle de la plupart de ces éléments pour les viscères totales est conforme aux résultats précédemment obtenus pour diverses espèces (Suzuki *et al.*, 1982 ; Moore *et al.*, 1997 ; Xing & Chia, 1997 ; Rojas *et al.*, 1998 ; Storelli *et al.*, 2001), bien que la séparation et l'analyse des différents organes composant les viscères n'ont pas été réalisées dans le cadre de ce travail pour déterminer plus précisément l'organotropisme. Ces études antérieures ont cependant montré que le système haemal digestif et les viscères *sensu stricto* étaient les principaux organes bioaccumulateurs ainsi qu'éventuellement les arbres respiratoires et les muscles longitudinaux, alors que les téguments présentaient quasi systématiquement les plus faibles concentrations. Selon nous, l'hypothèse d'une faible mais significative « dilution » des concentrations en métaux dans les téguments par les spicules carbonatées, vraisemblablement moins riches en métaux, pourrait à l'instar des macroalgues calcifiées expliquer en partie ces résultats communément observés. Xing & Chia (1997) ont suggéré que la présence de concentrations non négligeables en Zn dans les différents muscles de l'holothurie *H. leucospilota* pourrait être liée à l'activité contractile de ces tissus ; les concentrations en Cu dans les muscles longitudinaux et des arbres respiratoires étant au contraire très faibles voire non détectables, ces auteurs ont spéculé sur l'existence d'une possible interaction antagoniste entre Zn et Cu au niveau de ces organes. La très forte affinité du fer pour les viscères suggérée par nos résultats a également été précédemment observée chez *H. tubulosa* par Dutrieux *et al.* (non publié) ; ces derniers auteurs ont en effet mesuré une charge totale en fer dans les viscères supérieure à celle dans les téguments et ce malgré la faible masse des viscères comparée aux téguments. Storelli *et al.* (2001) rapportent également des concentrations en fer dans les viscères très supérieures à celles dans les téguments par rapport aux autres métaux étudiés chez *H. polii*. Ces auteurs ont en outre montré l'accumulation préférentielle de Cd, Pb et Zn dans les viscères, mais pas en ce qui concerne Hg et Cu, pour lesquels les concentrations obtenues dans les téguments étaient supérieures à celles dans les viscères totales. Le résultat particulier obtenu pour Cu à la station D13 est donc conforme uniquement aux observations de ces auteurs.

Variabilité géographique

Distribution des concentrations en métaux dans les viscères

Le nombre de stations et de spécimens considérés pour cette espèce étant suffisamment important, les résultats obtenus pour les viscères (*i.e.* le compartiment le plus bioaccumulateur de métaux) ont dans un premier temps été étudiés selon une approche exploratoire multivariée. La

caractérisation des relations existant entre les concentrations des différents métaux dans les viscères pour l'ensemble des individus analysés ainsi que la discrimination éventuelle des populations analysées provenant des différentes stations réparties dans les divers sites ont été évaluées grâce à une analyse en composantes principales (ACP) en prenant également en compte les valeurs extrêmes précédemment identifiées. Dans un second temps, les résultats ainsi obtenus selon cette première approche multivariée ont été précisés statistiquement à l'aide de tests inférentiels paramétriques.

Approche exploratoire multivariée :

Les trois premiers axes définis par l'ACP expliquent 73,1 % de la variance totale (axe 1 : 34,8 %, axe 2 : 23,0 %, axe 3 : 15,3 % respectivement). L'étude des cercles des corrélations entre les variables selon ces trois axes ([figures 30 et 31](#)) a permis d'identifier trois groupes de métaux : Mn, Co et Cr ; Ni, Fe et Al ; Cu et Zn. Les deux premiers groupes (et en particulier Co, Ni et Fe, puis Mn et Cr) contribuent à la construction de l'axe 1 ; Al puis Mn et Fe contribuent principalement à la définition de l'axe 2 tandis que Cu et Zn sont associés à l'axe 3. Les valeurs exactes des coefficients des corrélations linéaires précédemment observées entre ces métaux pour l'ensemble des données sont présentées dans le [tableau 31](#).

L'étude du nuage des individus projetés dans le plan formé par les axes 1 et 2 ([figure 32](#)) permet de discriminer trois groupes de stations :

- les viscères des spécimens des stations D63 et B07 (situées en fond des deux baies sous influence terrigène fluviale) sont caractérisées par leurs fortes concentrations en Co, Ni et Fe puis en Mn et Cr ;
- les individus des stations N13 et N27 (baie de Sainte-Marie) ainsi que M26 (baie Maa) sont discriminés presque uniquement selon l'axe 1 et se caractérisent donc par leurs plus faibles concentrations dans leurs viscères des métaux précédemment cités ;
- les spécimens des stations D13, D22 et N10 occupent une position intermédiaire entre ces deux précédents groupes ; les organismes récoltés à la station D22 (sortie de la Grande Rade) ne se discriminent selon aucun de ces deux axes et semblent donc présenter des concentrations en métaux appartenant aux deux premiers groupes identifiés. Les individus des stations D13 (en milieu de baie de la Grande Rade) et ceux de la station N10 (baie de Sainte-Marie) se distinguent en revanche selon l'axe 2 et se caractérisent donc par leurs plus fortes concentrations en Mn pour les premiers et en Al et Fe pour les seconds.

Bien que Cu et Zn contribuent activement (80 % et 67 % respectivement) et exclusivement à la construction de l'axe 3, aucune discrimination marquée des stations n'a cependant pu être observée grâce à cet axe ([figure 33](#)), suggérant que la variabilité des concentrations de ces deux métaux est relativement réduite entre les différentes stations.

L'étude de la dispersion des individus de chaque population autour du barycentre des données relatives à chaque station, signalisé par différents symboles sur les [figures 32 et 33](#), suggère l'existence d'une variabilité des concentrations en certains métaux parfois forte entre individus d'une même station.

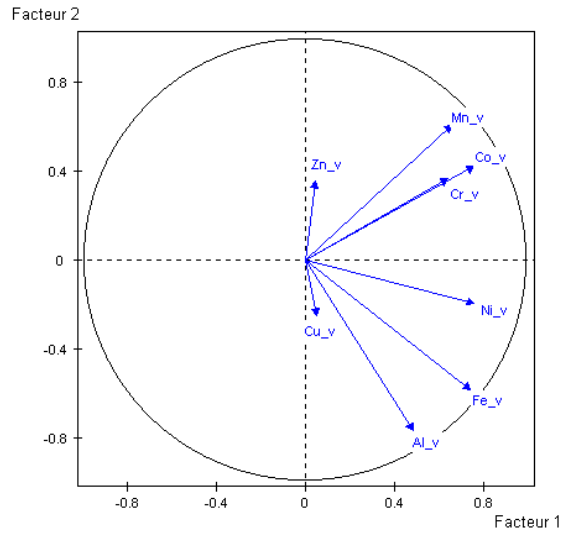


Figure 30 : Cercle des corrélations entre les variables « concentrations en métaux dans les viscères » selon les deux premiers axes de l'ACP, expliquant 57,8 % de la variance totale.

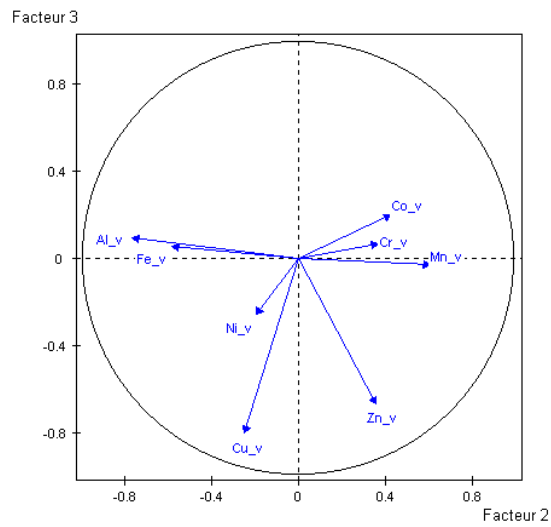


Figure 31 : Cercle des corrélations entre les variables « concentrations en métaux dans les viscères » selon les axes 2 et 3 de l'ACP, expliquant 38,3 % de la variance totale.

Tableau 31 : Matrice des corrélations entre les différents métaux accumulés dans les viscères de l'ensemble des spécimens analysés, à partir de laquelle a été réalisée l'ACP. Les corrélations pour lesquelles la valeur-test est supérieure à $|2|$ (significative au seuil de 5 %) sont indiquées en caractère gras.

	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Al	1.00							
Co	0.10	1.00						
Cr	0.01	0.50	1.00					
Cu	0.08	-0.12	-0.10	1.00				
Fe	0.81	0.31	0.27	0.08	1.00			
Mn	-0.13	0.76	0.44	-0.04	0.13	1.00		
Ni	0.36	0.34	0.36	0.23	0.59	0.37	1.00	
Zn	-0.16	0.01	0.12	0.15	-0.11	0.19	0.03	1.00

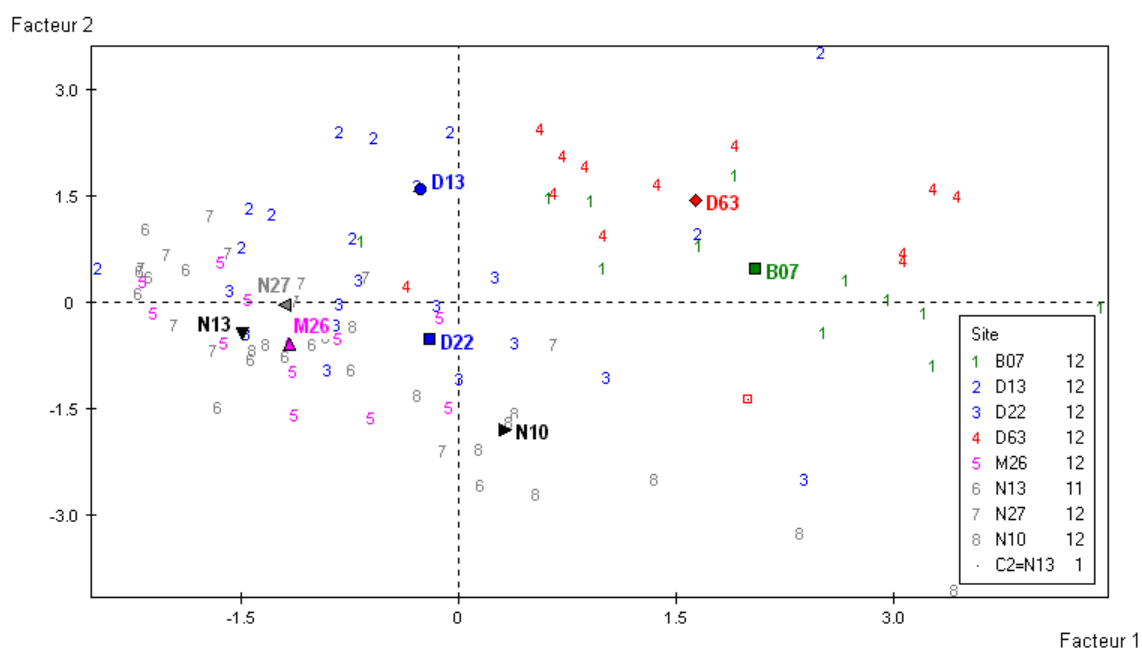


Figure 32 : Nuage des individus projetés dans le plan formé par les axes 1 et 2 de l'ACP « viscères ».

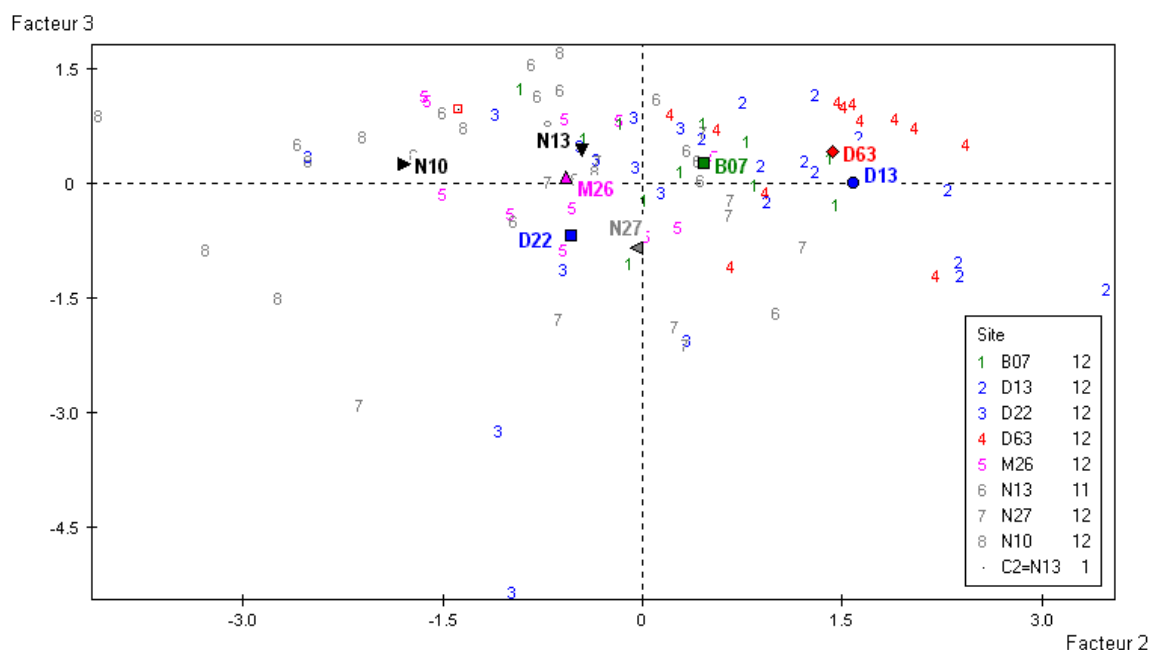


Figure 33 : Nuage des individus projetés dans le plan formé par les axes 2 et 3 de l'ACP « viscères ».

Validation inférentielle des résultats obtenus selon la première approche

Les concentrations en métaux dans les viscères des holothuries (figure 34) révèlent des différences significatives entre les sites pour Al, Co, Cr, Fe, Mn et Ni. Le test de comparaisons multiples *a posteriori* de Student-Newman-Keuls a été utilisé pour déterminer les moyennes différant significativement entre les stations (tableau 32). A l'exception du cuivre pour lequel une seule différence significative ($p=0,009$) a pu être détectée entre N13 et N27 (baie de Sainte-Marie) parmi les 28 couples de stations testés et Zn (l'ANOVA n'indiquant aucune différence significative entre les huit stations). La quasi absence de différence significative entre les concentrations en Cu et Zn dans les spécimens des différents sites confirme donc l'absence de discrimination des stations selon l'axe 3 (défini par ces deux métaux) précédemment observée.

Aucune différence significative n'a été détectée au seuil de 95 % entre les deux stations D63 et B07 quels que soient les métaux considérés. En ce qui concerne les stations du troisième groupe (D13, D22 et N10) discriminées selon l'axe 2 de l'ACP, les concentrations en Mn sont logiquement 2,0 et 3,1 fois supérieures en D13 par rapport à D22 et N10 respectivement ($p<0,001$) et celles en D22 également significativement supérieures (1,5 fois) à celles en N10 ($p<0,05$) alors que la tendance inverse est observée pour Al et Fe : les concentrations de ces deux éléments sont respectivement 3,5 et 2,2 fois supérieures en N10 par rapport à D13 ($p<0,001$) ainsi qu'en D22 par rapport à D13 ($p<0,01$ et $p<0,001$ respectivement, selon des rapports de 1,6 et 1,9). Cependant, seules les concentrations en Al sont significativement supérieures en N10 par rapport à D22 (1,8 fois ; $p<0,05$), les concentrations en Fe ne présentant aucune différence significative entre ces deux stations au seuil de 5 %. En outre, aucune différence significative n'a pu être détectée pour chaque couple de stations pour Cr, Cu, Ni et Zn ; les concentrations en Co sont cependant 2,3 fois supérieures en D13 par rapport à D22 ($p<0,001$) et 1,5 fois supérieures à celles en N10 ($p<0,01$), alors que les concentrations en N10 sont 1,5 fois supérieures à celles en D22 ($p<0,05$).

Des différences significatives à très hautement significatives ont en revanche été trouvées entre les trois stations du second groupe (N13, N27 et M26) selon les métaux. Les concentrations en Mn, Ni et Cu à la station N27 (sortie de baie) sont en effet respectivement 2,4, 2,3 et 1,4 fois supérieures à celles en N13 ($p < 0,01$ pour Mn et Cu, $p < 0,001$ pour Ni), tandis que celles en Al et Cr sont 2,0 et 1,6 fois inférieures dans les viscères des spécimens de la première station par rapport à la seconde ($p < 0,001$ et $p < 0,05$ respectivement). Aucune différence n'a au contraire été détectée entre ces deux stations pour Co, Fe et Zn. La comparaison entre ces deux stations avec la baie Maa indique une absence de différence significative pour Al, Fe, Mn, Ni, Cu et Zn entre les stations N13 et M26 ainsi que pour Cr, Cu, Fe et Zn entre N27 et M26. Les concentrations en Co sont en revanche significativement supérieures en M26 par rapport à N13 et N27 ($p < 0,01$ et $p < 0,001$ respectivement). Les concentrations en Cr dans les viscères sont 1,7 fois supérieures ($p < 0,05$) en N13 par rapport à M26 ; de même, les concentrations en Mn et Ni en N27 sont 1,7 et 2,2 fois supérieures à celles en baie Maa ($p < 0,01$ et $p < 0,001$ respectivement) alors que la tendance inverse est observée pour Al et Co ($p < 0,001$), dont les concentrations sont 2,1 et 2,4 fois supérieures en M26. Enfin, les comparaisons entre les stations des groupes 1 et 3 de l'ACP avec le site de référence relative, la baie Maa, révèlent que les concentrations en Ni, Cr et Mn dans les viscères des spécimens de ces différentes stations sont toutes significativement supérieures ($p < 0,05$ à $p < 0,001$) à celles en baie Maa à l'exception du Mn en N10, pour lequel aucune différence significative n'a pu être détectée au seuil de 5 %. Les écarts observés vont de 2,2 à 3,2 pour Ni, 1,5 à 3,8 pour Mn et 1,8 à 3,0 pour Cr. Pour Fe, seules les concentrations en N10 et B07 sont significativement supérieures à celles en M26 (environ 1,5 fois supérieures, $p < 0,01$). En ce qui concerne le cobalt, les concentrations trouvées dans les viscères des individus des stations D63, D13 et B07 sont 1,3 à 2,7 fois supérieures à celles en M26 ($p < 0,05$ pour D13 et $p < 0,001$ pour les deux autres stations), tandis que les concentrations en N10 ne diffèrent pas significativement de celles en baie Maa ($p > 0,05$), lesquelles sont même significativement supérieures à celles dans les spécimens de la station D22 ($p < 0,01$). De même, les concentrations en Al à la station D13 sont statistiquement inférieures à celles en M26 ($p < 0,001$) tandis que toutes les autres ne présentent aucune différence significative au seuil de 5 %. Toutes stations considérées, les écarts de concentrations moyennes les plus importants sont de l'ordre de 3,5 pour Al, 6,6 pour Co, 3,0 pour Cr, 1,4 pour Cu, 2,2 pour Fe, 3,9 pour Mn et 3,4 pour Ni.

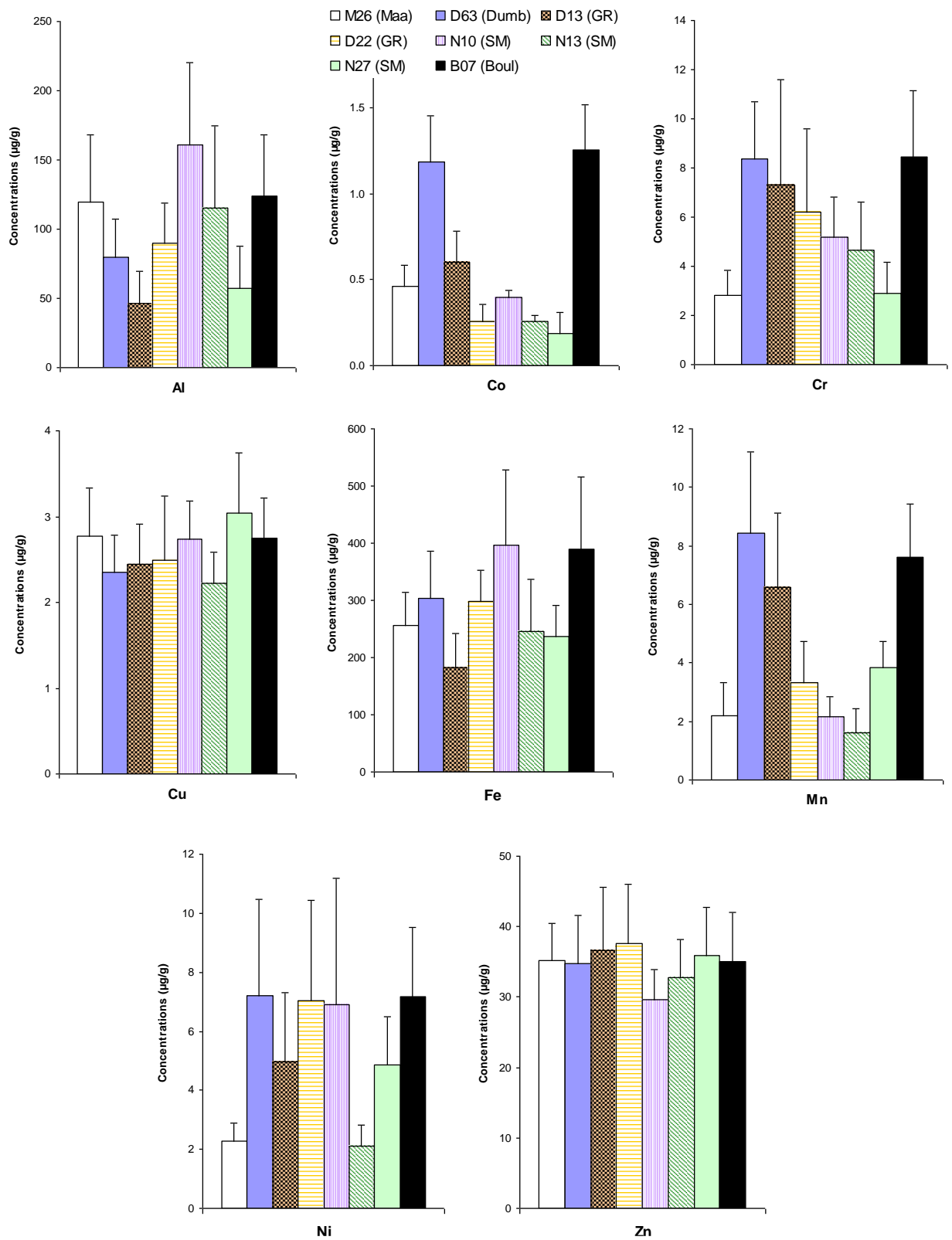


Figure 34 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) dans les viscères des *Holothuria (Halodeima) edulis* en fonction des stations de récolte ; **GR** : Grande Rade ; **SM** : Sainte-Marie ; **Boul** : Boulari ; **Dumb** : Dumbéa.

Tableau 32 : Résultats des tests de comparaisons multiples (tests de Student-Newman-Keuls) des moyennes des concentrations en métaux dans les viscères entre les différents sites. Les sigles < ou > indiquent que les concentrations à la station figurant en ligne sont < ou > à celles de la station figurant dans la colonne correspondante, avec une probabilité $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) ou $p < 0,001$ (***)).

	M26	D63	D13	D22	N10	N13	N27
Al							
D63	=						
D13	< ***	< **					
D22	=	=	> **				
N10	=	> **	> ***	> *			
N13	=	=	> ***	=	=		
N27	< ***	< *	=	< *	< ***	< ***	
B07	=	=	> ***	=	=	=	> ***
Co							
D63	> ***						
D13	> *	< ***					
D22	< **	< ***	< ***				
N10	=	< ***	< **	> *			
N13	< **	< ***	< ***	=	< *		
N27	< ***	< ***	< ***	=	< ***	=	
B07	> ***	=	> ***	> ***	> ***	> ***	> ***
Cr							
D63	> ***						
D13	> ***	=					
D22	> ***	=	=				
N10	> **	=	=	=			
N13	> *	< *	=	=	=		
N27	=	< ***	< ***	< **	< **	< *	
B07	> ***	=	=	=	> *	> **	> ***
Fe							
D63	=						
D13	< *	< ***					
D22	=	=	> ***				
N10	> **	=	> ***	=			
N13	=	=	=	=	< **		
N27	=	=	> *	=	< **	=	
B07	> **	=	> ***	=	=	> **	> **
Mn							
D63	> ***						
D13	> ***	=					
D22	> *	< ***	< ***				
N10	=	< ***	< ***	< *			
N13	=	< ***	< ***	< **	=		
N27	> **	< ***	< **	=	> **	> **	
B07	> ***	=	=	> ***	> ***	> ***	> ***
Ni							
D63	> ***						
D13	> ***	=					
D22	> ***	=	=				
N10	> ***	=	=	=			
N13	=	< ***	< ***	< ***	< ***		
N27	> ***	=	=	=	=	> ***	
B07	> ***	=	=	=	=	> ***	=

Distribution des concentrations en métaux dans les téguments

La bioaccumulation des métaux dans les téguments étant diversement corrélée à celle dans les viscères pour tous les métaux sauf Cr, Cu et Zn, les résultats de variabilité entre stations pour ce tissu sont bien entendu supposés être d'autant plus proches des précédents que le degré de corrélation est important. Bien que ce compartiment apparaisse moins performant que le précédent en termes de bioaccumulation et donc *a priori* moins intéressant pour la surveillance biologique de la contamination, l'étude supplémentaire des métaux accumulés dans les téguments peut cependant présenter un intérêt particulier en ce qui concerne les éléments présentant un comportement différent entre les deux types de tissus, comme c'est le cas pour Cr, Cu et Zn. La comparaison de la matrice des corrélations entre métaux pour l'ensemble des spécimens analysés (tableau 33) ainsi que des représentations bivariées des concentrations en métaux dans les téguments en fonction des sites (figure 35) et des tests de comparaisons de moyennes entre les sites (tableau 34) avec les résultats correspondants précédemment obtenus pour les viscères permet de préciser les principales différences entre ces deux compartiments corporels du point de vue de la bioaccumulation et de sa variabilité entre sites.

Tableau 33 : Matrice des corrélations linéaires entre les différents métaux accumulés dans les téguments de l'ensemble des spécimens analysés. Les corrélations pour lesquelles la valeur-test est supérieure à $|2|$ (significative au seuil de 5 %) sont indiquées en caractère gras. Les valeurs soulignées correspondent à des corrélations significativement différentes de celles observées pour le même couple de métaux dans les viscères.

	Al	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Al	1.00							
Co	0.08	1.00						
Cr	0.09	<u>0.07</u>	1.00					
Cu	-0.05	0.12	-0.04	1.00				
Fe	0.84	0.30	0.34	-0.06	1.00			
Mn	0.02	0.78	<u>0.05</u>	0.16	0.18	1.00		
Ni	0.23	0.26	0.38	<u>0.00</u>	0.38	0.33	1.00	
Zn	<u>0.34</u>	0.03	0.06	<u>0.22</u>	<u>0.26</u>	0.19	<u>0.25</u>	1.00

Les corrélations entre Fe et Al, Co et Cr ainsi qu'entre Co et Mn et également entre Ni et Al, Co, Cr, Fe et Mn sont conformes à celles précédemment observées pour les viscères, avec des valeurs généralement proches. Il apparaît en revanche que les concentrations en Zn dans les téguments sont faiblement mais significativement corrélées positivement à celles en Al, Cu, Fe et Ni, alors qu'aucune corrélation significative n'avait au contraire été détectée entre ces métaux dans les viscères. En revanche, les corrélations précédemment observées entre Co et Cr, Mn et Cr ainsi que Ni et Cu dans les viscères deviennent quasiment nulles dans les téguments.

Cas de Cr, Cu et Zn :

Les concentrations en cuivre et en zinc dans les téguments se distinguent de celles dans les viscères par leurs plus fortes valeurs à la station D13 (milieu de la Grande Rade) comparées aux autres stations. Dans le cas des téguments, la concentration moyenne en Cu en D13 est 3,6 à 6,0 fois supérieure à celles en D63, D22, N10 et B07 ($p < 0,001$) ainsi que N13 et M26 ($p < 0,05$), la différence avec N27 n'étant pas significative ($p > 0,05$). La valeur moyenne obtenue en D13 présente cependant une variance élevée rendant les rapports moins précis que ceux précédemment calculés. D'autres différences significatives apparaissent également entre certaines autres stations, mais demeurent très peu marquées ; la concentration moyenne en N10 apparaît notamment significativement inférieure à celle des stations M26, D22, N13 et N27 ($p < 0,05$ à $p < 0,001$). La concentration moyenne en N27 est significativement supérieure à celles en D63 et B07 ($p < 0,05$). Seule la concentration moyenne en Cu à la station N10 est significativement inférieure à celle en D22 ($p < 0,05$), les différences entre cette dernière station avec les autres stations hormis D13 n'étant pas significatives au seuil de 5 %.

Contrairement à ce qui a été observé pour les viscères, des différences modestes mais significatives des concentrations en zinc entre les sites ont été détectées (ANOVA, $p < 0,001$). La concentration moyenne en Zn dans les téguments des spécimens de la station D13 est significativement supérieure (rapports de concentrations de 1,3 à 1,7) à celles de toutes les autres stations ($p < 0,001$ sauf pour N27 : $p < 0,05$). La concentration moyenne en N27 est également significativement supérieure à celles en D63 et D22 ($p < 0,05$). Aucune différence significative des concentrations en Zn n'a été détectée entre la station D22 et les stations M26, D63, N10, N13 et B07 ($p > 0,05$).

Les concentrations en Cr dans les téguments sont maximales aux stations N10 et N13 en baie de Sainte-Marie ainsi qu'en baie Maa, tout en présentant de fortes variances. Les différences significatives précédemment observées entre ces stations et les stations B07 (baie de Boulari) et D63 (baie de Dumbéa) pour les viscères sont non significatives dans les téguments au seuil de 5 %. De même, la concentration moyenne en Cr en M26 est non significativement différente, voire même supérieure à celles dans les viscères aux autres stations.

Autres métaux :

La concentration moyenne en Al en N10 (Sainte-Marie), est 2,4 à 4,5 fois supérieure aux concentrations des autres stations ($p < 0,001$). Pour le cobalt, les concentrations moyennes dans les stations des deux baies sous influence terrigène (D63 en baie de Dumbéa et B07 en baie de Boulari) sont significativement supérieures à celles des stations D13 (Grande Rade) et N10 ($p < 0,001$ sauf avec D13 : $p < 0,01$), avec des rapports de concentration de 2,2 à 3,2. En ce qui concerne le manganèse, pour lequel le coefficient de corrélation des concentrations en métaux entre les viscères et les téguments était le plus élevé (0,85), le schéma des comparaisons entre stations reste bien sur globalement le même. Pour la station D63, les écarts précédemment observés pour les viscères (soit de 2,2 à 5,2) se réduisent à un intervalle allant de 1,5 à 3,1. De même, les valeurs des rapports de concentrations avec la station B07 (baie de Boulari) passent de 2,0-4,7 pour les viscères à 1,4-2,9 pour les téguments et certaines différences significatives précédemment détectées entre les stations D13 (Grande Rade) et N27 (Sainte-Marie), B07 et N27 (Sainte-Marie) ainsi que D22 (Grande Rade) et N10 ne sont plus significatives pour les téguments. En revanche, une légère augmentation relative des concentrations en Fe aux stations D63 et N10 par rapport aux autres stations démarque plus nettement ces stations des autres d'un point de vue statistique par rapport aux résultats obtenus avec les viscères. Enfin, malgré quelques légères différences, aucune modification majeure des résultats concernant le nickel n'a pu être observée entre les deux tissus analysés.

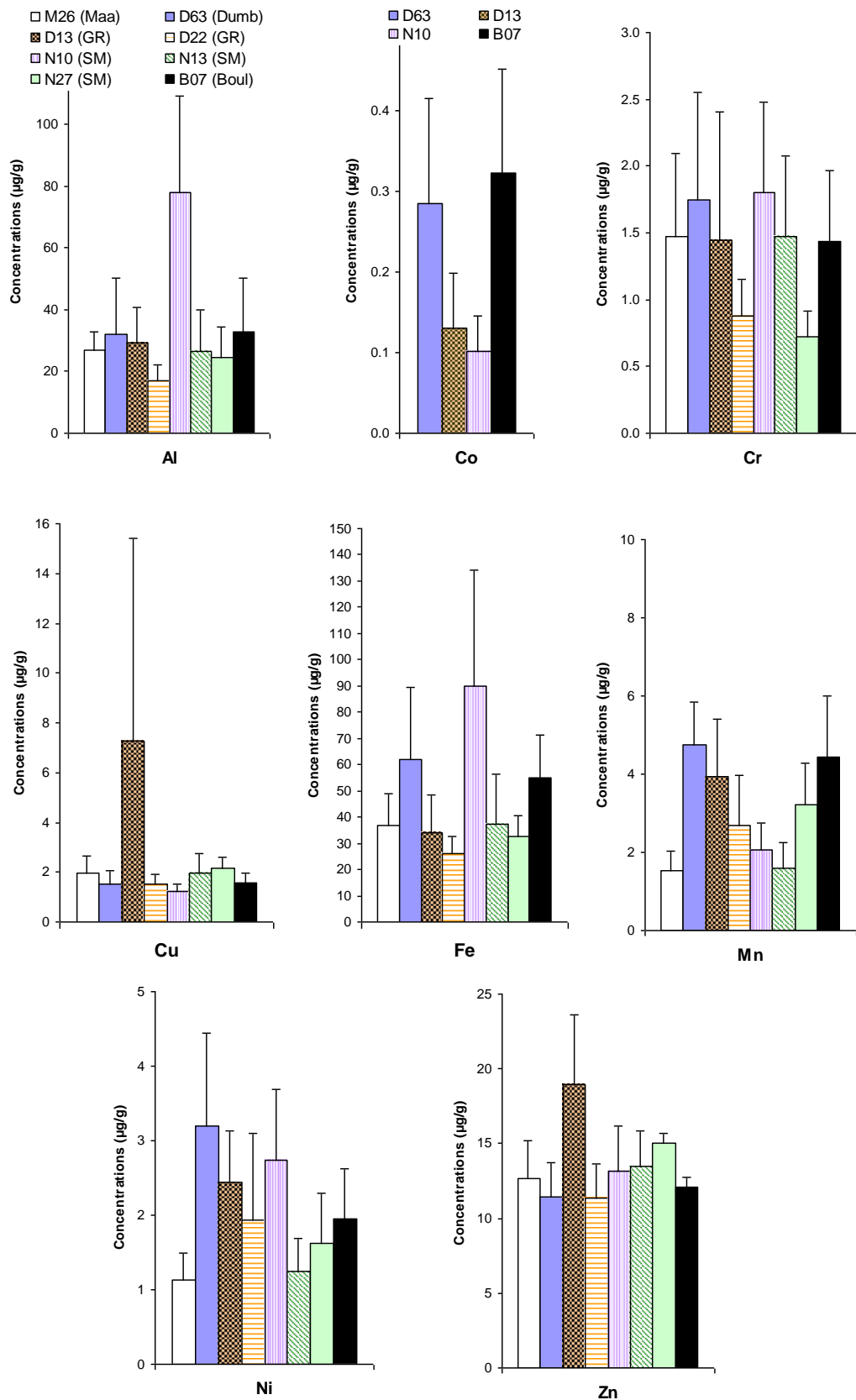


Figure 35 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec \pm écart-type) dans les téguments des *Holothuria (Halodeima) edulis* en fonction des stations de récolte: **GR** : Grande Rade ; **SM** : Sainte-Marie ; **Boul** : Boulari ; **Dumb** : Dumbéa.

Tableau 34. : Résultats des tests de comparaisons *a posteriori* (Student-Newman-Keuls, Spjotvoll et Stoline ou Mann-Whitney) des moyennes des concentrations en métaux dans les téguments entre les différents sites. Concentrations à la station en ligne sont < ou > à celles de la station figurant dans la colonne correspondante, avec une probabilité $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) ou $p < 0,001$ (***)

Métal	Site	M26	D63	D13	D22	N10	N13	N27
Al	D63	=						
	D13	=	=					
	D22	< *	< *	< *				
	N10	> ***	> ***	> ***	> ***			
	N13	=	=	=	=	< ***		
	N27	=	=	=	=	< ***	=	
	B07	=	=	=	=	< ***	=	=
Co	D63							
	D13		< **					
	N10		< ***	=				
	B07		=	< ***		< ***		
Cr	D63	=						
	D13	=	=					
	D22	< *	< **	=				
	N10	=	=	=	> **			
	N13	=	=	=	> **	=		
	N27	< **	< ***	=	=	< ***	< ***	
	B07	=	=	=	> **	=	=	> ***
Cu	D63	=						
	D13	> *	> ***					
	D22	=	=	< ***				
	N10	< **	=	< ***	< *			
	N13	=	=	< *	=	> **		
	N27	=	> *	=	=	> ***	=	
	B07	=	=	< ***	=	=	=	< *
Fe	D63	> **						
	D13	=	< **					
	D22	=	< ***	=				
	N10	> ***	> *	> ***	> ***			
	N13	=	< **	=	=	< ***		
	N27	=	< **	=	=	< ***	=	
	B07	> *	=	> *	> ***	< *	> *	> *
Mn	D63	> ***						
	D13	> ***	=					
	D22	> *	< ***	< *				
	N10	=	< ***	< ***	=			
	N13	=	< ***	< ***	< *	=		
	N27	> ***	< *	=	=	> *	> ***	
	B07	> ***	=	=	> **	> ***	> ***	=
Ni	D63	> ***						
	D13	> ***	=					
	D22	=	< *	=				
	N10	> ***	=	=	=			
	N13	=	< ***	< **	=	< ***		
	N27	=	< **	=	=	< *	=	
	B07	=	=	=	=	=	=	=
Zn	D63	=						
	D13	> ***	> ***					
	D22	=	=	< ***				
	N10	=	=	< ***	=			
	N13	=	=	< ***	=	=		
	N27	=	> *	< *	> *	=	=	
	B07	=	=	< ***	=	=	=	=

Discussion et synthèse des résultats pour les holothuries

Contrairement aux algues et aux bivalves, très peu d'études ont précédemment été consacrées à notre connaissance à la bioaccumulation des métaux dans les holothuries, et en particulier dans les espèces tropicales. Les résultats présentés dans ce document vont globalement dans le même sens que ceux des précédents travaux réalisés :

- Les holothuries sont capables d'accumuler dans leurs tissus certains métaux, présents dans les sédiments de surface ingérés sous forme particulaire et/ou dissoute dans l'eau interstitielle, une bioconcentration ayant déjà été observée suite à des contaminations expérimentales par voie dissoute (Montgomery & Price, 1979 ; Suzuki *et al.*, 1982) ;
- Les concentrations en métaux sont quasiment toujours supérieures dans les viscères par rapports aux téguments ; cependant, les écarts de concentrations observés entre les deux tissus dépendent des métaux : Fe, Cr, Al et Co présentent les plus fortes affinités pour les viscères considérées dans leur ensemble alors que les différences les plus faibles sont obtenues avec Mn et Cu ;
- Si on considère l'ensemble des spécimens sans distinction des stations de récolte, la bioaccumulation des métaux dans les téguments est corrélée à celle dans les viscères pour Al, Co, Fe, Mn et Ni ; Cr, Cu et Zn présentent en revanche des comportements différents entre les deux tissus ;
- Les concentrations mesurées dans les tissus d'individus récoltés à une station donnée varient selon les métaux : Fe puis Al puis Zn présentent systématiquement les plus fortes concentrations, respectivement, tandis que les valeurs les plus basses sont observées pour Co ; l'ordre des concentrations en Cr, Cu, Mn et Ni diffère en revanche selon les stations
- Les concentrations varient également selon les sites de récolte pour la plupart des métaux étudiés, suggérant que ces concentrations reflètent celles présentes dans leur milieu environnant, et en particulier dans les sédiments, ce qui confère à l'espèce étudiée un intérêt potentiel en tant que bioindicateur de contamination du milieu côtier lagunaire par certains métaux.

Comme précédemment, les résultats obtenus permettent d'une part de dresser un premier bilan qualitatif des apports en certains métaux présents dans les sédiments de surface des sites étudiés et leur éventuelle contamination, et d'autre part d'estimer l'intérêt que représente l'espèce *Holothuria (Halodeima) edulis* en tant qu'éventuel bioindicateur de contamination du milieu sédimentaire en ce qui concerne les métaux étudiés.

Informations sur la contamination des sites

Les comparaisons des concentrations obtenues dans les deux tissus pour l'ensemble des stations avec les valeurs précédemment citées par plusieurs auteurs suggèrent globalement que ces concentrations sont assez faibles (Al, Cu, Mn, Ni, Zn) ou modérément élevées (Co, Cr et Fe), ce qui semble indiquer que la fraction des métaux biodisponibles pour cette espèce présents dans les sédiments de surface n'atteint vraisemblablement pas des quantités importantes quels que soient les sites. Cependant, le nombre relativement faible d'éléments de comparaison spécifique à ce groupe rend cette évaluation difficile et il apparaît souhaitable de confronter ces résultats avec ceux des autres groupes étudiés afin de voir si les tendances sont les mêmes. En revanche, la comparaison de ces résultats à l'échelle locale entre les stations réparties dans les différents sites fournit quant à elle des informations tout à fait intéressantes sur la diversité des apports en

métaux sous forme particulière dans le milieu côtier étudié et la spécificité de chaque baie de ce point de vue.

Baie Maa :

Les concentrations mesurées dans les viscères des spécimens de la station M26 sont généralement significativement inférieures à celles observées à la plupart des stations des autres sites, en particulier pour Cr, Mn et Ni, ce qui confirme le choix de cette baie en tant que site témoin. De fréquentes différences significatives ont cependant été trouvées, notamment pour Al et Fe, pour lesquels des valeurs significativement supérieures en baie Maa ont même été détectées par rapport à la station D13 en fond de baie de la Grande Rade. Les concentrations en Co en M26 montrent également des valeurs significativement supérieures à certaines autres stations, notamment en baie de Sainte-Marie, mais demeurent inférieures à celles obtenues aux deux stations sous influence terrigène et en fond de baie de la Grande Rade. Ces observations pourraient signifier l'existence d'un bruit de fond lithogénique potentiellement biodisponible non négligeable pour ces métaux dans cette baie.

Baies de Dumbéa et de Boulari

Les concentrations en métaux dans les viscères et les téguments des spécimens récoltés aux deux stations estuariennes situées dans le fond des baies de Dumbéa et de Boulari correspondent presque systématiquement aux valeurs les plus élevées pour l'ensemble des métaux à l'exception du cuivre et du zinc, avec des différences pouvant être relativement marquées par rapport aux autres stations selon les métaux. Ceci est vrai en particulier pour Co, Mn, Cr, Ni et Fe, qui apparaissent donc comme des métaux d'origine typiquement terrigène provenant du matériel lithogénique érodé puis transporté vers le lagon par les rivières de Dumbéa et de La Coulée. Ces résultats indiquent que bien que liée plus ou moins fermement à la matrice minérale des sédiments, une partie de ces métaux est potentiellement biodisponible et peut être désorbée au cours de la digestion du sédiment ingéré par cette holothurie, puis bioaccumulée. Aucune différence significative des concentrations n'a été montrée entre ces deux stations quels que soient les métaux et les tissus considérés, ce qui suggère fortement que les quantités biodisponibles pour cette espèce sont relativement similaires entre ces deux stations.

Grande Rade :

Les spécimens récoltés à la station D13, située approximativement en milieu de baie, se caractérisent principalement par des concentrations en Mn et Co dans leurs viscères significativement supérieures à celles des autres stations (y compris la station D22 également située dans la baie) à l'exception toutefois des deux stations sous influence terrigène (D63 en baie de Dumbéa et B07 en baie de Boulari). La même constatation a pu être faite avec les concentrations en Mn dans les téguments, sauf par rapport à la station N27 (baie de Sainte-Marie) avec laquelle aucune différence significative n'a pu être détectée. Alors qu'aucune différence significative n'a été observée entre les concentrations en Cu et en Zn dans les viscères des spécimens de cette station par rapport à toutes les autres stations, l'étude réalisée sur les téguments indique en revanche l'existence en D13 de concentrations significativement supérieures à l'ensemble des autres stations, avec cependant une seule exception en ce qui concerne le cuivre avec la station N27. Les concentrations en Cr et en Ni dans les viscères des holothuries récoltées en D13 sont significativement supérieures à celles en M26 (baie Maa), mais ceci n'est valable que pour Ni en ce qui concerne les téguments. Les spécimens de cette station D13 se distinguent également par leurs concentrations en Al et Fe, lesquelles sont inférieures à celles mesurées quasiment à toutes les autres stations, en particulier en ce qui concerne les viscères. Les différences de concentrations les plus marquées entre les viscères et les téguments

y ont également été observées en ce qui concerne le cobalt et dans une moindre mesure le manganèse.

Les holothuries provenant de la station D22 située en sortie de baie ne sont remarquables que par les écarts de concentrations observés entre les deux compartiments corporels étudiés, ceux-ci étant systématiquement les plus importants pour Fe, Al, Cr, Ni et Zn par rapport à toutes les autres stations. De manière assez surprenante, ces forts écarts ne coïncident généralement pas avec les plus fortes concentrations mesurées pour ces métaux sur l'ensemble des stations. L'hypothèse de la présence de ces métaux dans le milieu environnant sous des formes chimiques particulières augmentant leur affinité pour certains tissus composant les viscères et/ou diminuant celle vis-à-vis des constituants des téguments peut raisonnablement être avancée pour tenter d'expliquer cette observation. Par ailleurs, les concentrations en Co et en Mn observées dans les viscères à cette station sont significativement inférieures à celles mesurées chez les individus de la précédente station ; un résultat similaire a été obtenu avec les concentrations en Co et Mn dans les téguments correspondants. Les concentrations en Al et Fe dans les viscères sont au contraire significativement supérieures en D22, tandis que les résultats concernant les téguments n'indiquent aucune différence significative pour le fer ainsi que des valeurs supérieures en D13 par rapport à D22 pour l'aluminium ; les concentrations en Cr et Ni ne présentent quant à elles aucune différence significative entre les deux stations, tant dans les viscères que dans les téguments. Les concentrations en Cu et Zn dans les viscères ne diffèrent également pas statistiquement entre ces stations. En revanche, les concentrations de ces deux métaux dans les téguments sont significativement inférieures à celles obtenues chez les spécimens de la station D13.

Ces résultats mettent clairement en évidence l'existence d'apports significatifs en Mn, Co, Cu, Zn et dans une moindre mesure Ni et Cr, présents sous forme biodisponible pour cette espèce dans les sédiments de surface de la station située en milieu de baie. Ces apports ne peuvent être qu'attribués à l'activité anthropique principalement industrielle développée sur tout le bord nord de la baie, à proximité de la station D13. Or, il a été affirmé précédemment que des métaux tels que Co, Mn, Cr et Ni sont typiquement d'origine terrigène, alors que la Grande Rade ne reçoit aucun apport fluvial direct ni même indirect. Il semble donc que ces métaux et en particulier Co et Mn pourraient avoir deux origines différentes, l'une exclusivement terrigène, l'autre anthropique. Considérant la présence d'une grosse usine de traitement du minerai dans le fond de la baie, il est en fait probable qu'une partie de ces métaux effectivement rejetés par cette source provienne initialement du minerai traité et soit secondairement transportée dans la baie pendant et/ou à l'issue du procédé de traitement par les poussières ou les rejets liquides ou particuliers de l'usine. Cependant, il est très vraisemblable qu'une fraction de ces métaux rejetés dans la baie par d'autres sources ait effectivement une origine exclusivement anthropique. Cette contamination en Mn, Co, Cu et Zn semble limitée à cette portion de baie, les concentrations de ces métaux étant significativement inférieures dans les spécimens de la station située en sortie de baie, plus éloignée que la précédente des apports anthropiques. Ce n'est en revanche pas le cas de Cr et Ni, pour lesquels aucun gradient de distance n'a été observé.

Baie de Sainte-Marie

Trois stations ont été sélectionnées dans cette baie dans le cadre de notre étude : la station N10 est située sur le bord nord-est de la baie, à proximité du chenal de la Pointe aux longs cous débouchant sur la baie de Magenta et plus globalement, sur la baie de Boulari ; la station N13 est localisée sur le bord ouest de la baie, à la même latitude ; la station N27 est au contraire située plus au sud, à la sortie de la baie. Du point de vue des concentrations en métaux mesurées dans les viscères d'*Holothuria edulis*, la station N10 se distingue nettement des deux autres par ses plus fortes valeurs en Al, Fe, Co et dans une moindre mesure Ni et Cr. Les différences sont

cependant généralement moins marquées avec N13 qu'avec N27 à l'exception du nickel. Les résultats concernant les téguments fournissent des informations similaires. Les concentrations en Al, Fe, Cr et Ni mesurées dans les viscères et les téguments des spécimens de la station N10 sont également parmi les plus fortes valeurs enregistrées sur l'ensemble des stations, généralement avec les deux stations estuariennes D63 et B07 ainsi que la station D13 dans la Grande Rade, tandis que celles relatives aux stations N13 et surtout N27 figurent parmi les plus faibles valeurs avec la baie Maa. Les concentrations en Mn y sont similaires à celles en N13 mais elles sont au contraire inférieures à celles des autres stations, et notamment N27. En ce qui concerne le cuivre, la seule différence significative détectée pour ce métal dans les viscères a été observée entre N13 et N27, la première station présentant des concentrations inférieures à la seconde. En revanche, les concentrations en Cu dans les téguments en N10 sont significativement inférieures à celles en N13 et N27, ces deux stations ne montrant aucune différence significative entre elles. Enfin, aucune différence significative n'a été détectée entre ces trois stations en ce qui concerne le zinc dans les viscères et les téguments.

Ces résultats semblent confirmer l'exposition de la partie centrale et du bord Est de la baie aux apports en particules fines chargées en métaux d'origine terrigène tels que Al, Co, Cr, Fe, Ni provenant des eaux de la baie de Boulari. Un tel constat avait précédemment été dressé grâce à l'étude biosédimentologique de la baie ainsi que deux études de géochimie réalisée sur les sédiments de surface et sur une carotte sédimentaire prélevée sur une station adjacente à la station N10 (Fernandez *et al.*, 2002 ; Fernandez *et al.*, in prep. a,b ; Breau, 1998). Cette station est vraisemblablement peu ou pas soumise aux apports anthropiques urbains arrivant en fond de baie par rapport aux deux autres stations étudiées, en particulier N13. Les résultats concernant des concentrations en cuivre dans les téguments, significativement supérieures en N13 et en N27 par rapport à N10, pourrait de ce fait refléter une légère contamination d'une partie de la baie par ce métal.

Potentialités d'Holothuria edulis en tant que bioindicateur

D'un point de vue purement écologique, les holothuries sont des organismes ingérant des quantités énormes de sédiments de surface, dont ils extraient la matière organique nutritive. Ils constituent de ce fait un compartiment biologique très actif dans la bioturbation des sédiments et induisent donc des changements de la biogéochimie de ces sédiments susceptibles d'exercer une influence sur les transferts de matière et d'énergie dans le réseau trophique. Leur contact direct avec les sédiments et les éventuels contaminants qui y sont associés ainsi que leurs déplacements relativement limités en font des candidats idéaux en tant que bioindicateurs de la contamination de ce compartiment. Leur durée de vie moyenne estimée à environ 4 ans avec pour certaines espèces des durées pouvant atteindre 8 ou 10 ans (Storelli *et al.*, 2001) présente également un avantage certain pour un bioindicateur.

L'espèce *Holothuria edulis* est en outre la plus commune des espèces sélectionnées, avec une fréquence d'observation d'environ 66 %. Elle est présente dans les cinq sites étudiés, en quantités suffisamment importantes permettant de limiter l'effort de récolte tout en assurant la pérennité de la population ponctionnée. Son identification et sa récolte sont parmi les plus aisées des espèces choisies pour ce travail et sa manipulation sous l'eau n'entraîne pas d'expulsion des organes de Cuvier contrairement à certaines autres espèces, celle-ci en étant dépourvue. En revanche, une trop forte stimulation mécanique une fois sortie de l'eau, pendant le transfert au laboratoire ou lors des rinçages, ainsi que des brusques changements de température ou de salinité peuvent entraîner une expulsion des viscères de l'animal. Cette espèce semble également relativement tolérante à un certain seuil de contamination et peut se rencontrer aussi bien dans

des zones estuariennes potentiellement dessalées et fortement envasées que sur les fonds sablo-vaseux à sableux des sorties de baie et du milieu de lagon.

Les quelques études précédemment réalisées sur la bioaccumulation des métaux chez les holothuries ont abouti à des conclusions parfois différentes sur leur intérêt en tant que bioindicateur pour cette classe de contaminants. La plupart de ces travaux a montré que les holothuries sont capables d'accumuler efficacement certains métaux dans leurs tissus, à des niveaux dépassant ceux observés dans les sédiments associés ; certaines espèces ont donc été proposées en tant que bioindicateur de contamination pour ces métaux (Cristiani, 1979 ; Moore *et al.*, 1997 ; Storelli *et al.*, 2001 ; Laboy-Nieves & Conde, 2001). D'autres auteurs ont en revanche indiqué que les espèces qu'ils avaient étudiées n'étaient pas de bons bioindicateur vis-à-vis de certains métaux (Thompson & Paton, 1980 ; Xing & Chia, 1997). Les résultats obtenus dans le cadre de notre étude semblent s'accorder avec ces deux affirmations selon les métaux et les tissus considérés. Malgré les niveaux de concentrations généralement peu élevés observés chez l'espèce sélectionnée, l'étude de leur variabilité parfois forte entre des sites supposés soumis à des apports en métaux variés, tant quantitativement que qualitativement, a en effet permis de discriminer ces différents types d'apports sur la base des concentrations accumulées dans les viscères et dans une moindre mesure dans les téguments. Ceci est particulièrement vrai pour des métaux tels que le manganèse et le cobalt, confirmant les résultats expérimentaux obtenus par Suzuki *et al.* (1982), mais également d'autres métaux comme Cr, Fe, Al et Ni.

En revanche, les résultats obtenus avec le cuivre et le zinc sont plus contradictoires, quasiment aucune différence significative entre les huit stations n'ayant été observée entre les concentrations mesurées dans les viscères pour ces deux métaux. Toutefois, l'étude des téguments a permis de détecter des concentrations en Cu et Zn significativement supérieures dans les individus provenant du milieu de la Grande Rade par rapport à ceux des autres stations, attribuées à une contamination du site par ces métaux. Les premiers résultats cités sont conformes aux observations de Xing & Chia (1997), lesquels n'ont trouvé aucune différence significative des concentrations en Cu et Zn dans les viscères d'animaux provenant de deux sites diversement contaminés, alors que les concentrations dans les sédiments différaient significativement. Au contraire, les concentrations en Cu dans les téguments étaient significativement supérieures dans les spécimens récoltés dans le site le plus contaminé. Ces résultats ainsi que les nôtres sont cependant opposés à ceux de plusieurs autres auteurs, lesquels ont trouvé des concentrations en Cu et/ou en Zn relativement élevées dans diverses autres espèces d'holothuries et corrélées à celles dans les sédiments de surface associés, et/ou des différences de concentrations dans les viscères entre différents sites diversement contaminés (Cristiani, 1979 ; Storelli *et al.*, 2001 ; Laboy-Nieves & Conde, 2001).

En ce qui concerne notre étude, l'absence de différence significative des concentrations en Cu et Zn dans les viscères entre les huit stations pourrait s'expliquer selon l'une des deux causes suivantes :

- ces deux métaux présentent des formes biodisponibles pour cette espèce en quantités similaires dans l'ensemble des sites et correspondant vraisemblablement à un niveau de base sans contamination ;
- ces métaux sont au contraire présents dans les sédiments sous forme biodisponible en quantités variables selon les sites, mais étant des éléments essentiels ils sont régulés par l'animal au niveau des organes constituant les viscères totales.

L'absence de corrélation entre les concentrations en Cu et Zn dans les viscères et dans les téguments correspondants (indiquant un comportement de ces métaux différent entre ces deux tissus), la faible affinité de ces métaux vis-à-vis des viscères par rapport aux téguments comparée

aux autres métaux ainsi que la détection de concentrations significativement supérieures uniquement dans les téguments des spécimens récoltés dans un site contaminé vont dans le sens de la seconde hypothèse et suggèrent fortement l'existence d'une régulation efficace de ces deux métaux au niveau des viscères mais peu ou pas dans les téguments. Storelli *et al.* (2001) évoquent également l'hypothèse d'une régulation de certains métaux chez *H. polii*, mais dans les téguments et non les viscères, et en outre pas pour le cuivre qui est dans leur étude au contraire efficacement bioaccumulé.

Les résultats présentés confirment donc l'importance du compartiment corporel à prendre en compte pour la biosurveillance de la contamination par les métaux à l'aide de cette espèce. L'étude de métaux tels que Al, Co, Cr, Fe, Mn et Ni devrait davantage se baser sur les concentrations dans les viscères, tandis le cuivre et le zinc doivent au contraire être recherchés plutôt dans les téguments. Xing & Chia (1997) ont en outre montré l'existence d'une faible élimination de ces métaux liés aux téguments et donc d'une accumulation du Cu et du Zn dans ce tissu reflétant durablement la contamination du milieu environnant par des formes métalliques qui leur sont biodisponibles, même après l'arrêt de l'exposition, ce qui présente un avantage certain pour la biosurveillance du milieu.

Conclusions

L'étude de la bioaccumulation de huit métaux (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) dans les viscères et les téguments de l'espèce *Holothuria edulis* récoltée sur huit stations réparties dans cinq sites soumis à des apports en métaux d'origine variée montre que ces métaux s'accumulent préférentiellement dans les viscères de l'animal plutôt que dans les téguments. Les comparaisons des concentrations mesurées dans ces deux compartiments corporels entre les spécimens des différentes stations ont permis de mettre en évidence une contamination de la baie de la Grande Rade par différents métaux tels que Mn, Co, Cu, Zn ainsi que Cr et Ni, ainsi que la présence de concentrations importantes en Al, Fe, Mn, Co, Cr et Ni au niveau des stations directement soumises à une forte influence terrigène. Une possible légère contamination de la baie de Sainte-Marie est également suspectée sur la base de ces résultats. Ceux-ci suggèrent que bien que les niveaux de concentrations atteints dans cette espèce dans les sites étudiés semblent être *a priori* assez peu élevés, l'utilisation d'*Holothuria edulis* en tant que bioindicateur de contamination par certains métaux en complément d'autres espèces présente un intérêt certain. Le compartiment le plus bioaccumulateur, *i.e.* les viscères, doit être considéré de préférence sauf pour Cu et Zn, pour lesquels seules les concentrations dans les téguments semblent refléter les formes biodisponibles présentes dans le milieu ambiant. Des études expérimentales sont cependant nécessaires pour confirmer ou non la régulation supposée du cuivre et du zinc au niveau des viscères et l'existence d'éventuelles interactions entre différents métaux lors du processus de bioaccumulation, ainsi que pour déterminer plus précisément les voies de transfert et l'organotropisme de différents métaux au sein même des viscères.

BIOACCUMULATION DES METAUX DANS L'ALCYONAIRE *SARCOPHYTON SP.*

Concentrations

Les concentrations en Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ de poids sec) dans les spécimens de l'espèce *Sarcophyton sp.* récoltés sur quatre stations correspondant à quatre sites différents sont indiquées dans le [tableau 35](#). Douze individus ont été analysés à chaque station, sauf pour la station D19 dans la Grande Rade où seuls quatre spécimens ont pu être récoltés. Le classement des métaux en fonction de leurs concentrations varie selon les stations pour Cu, Mn et Ni ; en revanche, les concentrations en fer puis en zinc sont systématiquement les plus élevées quelles que soient les stations, avec $\text{Fe} \geq \text{Zn}$, et celles en Cr et en Co sont toujours les plus faibles, avec $\text{Cr} > \text{Co}$. Comme précédemment, les concentrations ont été comparées avec celles précédemment rapportées dans la littérature scientifique ([tableau 36](#)). Seules trois études portant sur les octocoralliaires tropicaux ont été trouvées, dont une seule concerne le genre *Sarcophyton*.

Tableau 35 : Synoptique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g.g}^{-1}$ poids sec \pm écart-type) dans l'alcyonaire *Sarcophyton sp.* en fonction des sites.

Sites	Stations	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Maa	M28	$0,23 \pm 0,04$	$0,75 \pm 0,12$	$8,1 \pm 1,6$	74 ± 21	$6,0 \pm 1,3$	$2,5 \pm 0,6$	$29,3 \pm 5,6$
Dumbéa	D63	$0,85 \pm 0,25$	$1,18 \pm 0,30$	$2,8 \pm 1,0$	36 ± 8	$4,9 \pm 1,1$	$2,4 \pm 0,4$	$31,3 \pm 8,3$
Grande Rade	D19	$0,37 \pm 0,20$	$0,88 \pm 0,20$	$3,6 \pm 0,8$	50 ± 16	$3,6 \pm 1,2$	$10,0 \pm 4,4$	$38,3 \pm 10,3$
Boulari	B05	$0,56 \pm 0,15$	$2,98 \pm 0,81$	$0,47 \pm 0,49$	144 ± 37	$6,0 \pm 0,8$	$5,2 \pm 1,2$	$18,7 \pm 5,2$

Aluminium

De même que pour les macroalgues, les résultats pour ce métal n'ont pas été exploités en raison de la trop forte erreur relative obtenue sur les réplicats du témoin interne.

Cobalt

Les concentrations en Co varient de $0,23 \pm 0,04$ à $0,85 \pm 0,25 \mu\text{g.g}^{-1}$ selon les stations. Aucune donnée concernant les concentrations de cet élément dans des alcyonaire ni même des octocoralliaires en général n'ayant été trouvée, aucune comparaison n'est possible pour estimer les niveaux de concentration obtenus dans notre étude. Les valeurs observées semblent cependant assez peu élevées.

Chrome

Les teneurs en Cr dans les spécimens des différentes stations sont comprises entre $0,75 \pm 0,12$ et $2,98 \pm 0,81 \mu\text{g.g}^{-1}$. De même que pour le cobalt, aucune valeur de concentration n'a précédemment été rapportée pour ce métal dans les octocoralliaires et l'estimation du niveau de concentration atteint est donc également difficile. Là encore, les valeurs obtenues semblent toutefois peu importantes, sauf peut-être pour celles à la station B05 en baie de Boulari.

Cuivre

Les concentrations en Cu chez *Sarcophyton* sp. s'échelonnent entre $0,47 \pm 0,49$ et $8,1 \pm 1,6 \mu\text{g.g}^{-1}$ selon les sites. Contrairement au cobalt et au chrome, des valeurs de concentrations en cuivre ont précédemment été rapportées pour vingt trois espèces d'octocoralliaires (Denton & Burdon-Jones, 1986b ; Glynn *et al.*, 1989 ; Jaffe *et al.*, 1992), dont six espèces appartenant à ce genre (Denton & Burdon-Jones, 1986b) et provenant de sites peu ou pas contaminés. Ces dernières varient entre 2,4 et $4,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ et sont donc incluses dans la gamme de valeurs obtenues dans notre étude. La plus basse des concentrations en cuivre que nous avons mesurées (soit $0,47 \mu\text{g.g}^{-1}$ à la station B05 en baie de Boulari) apparaît donc relativement faible, tandis que les valeurs observées pour les *Sarcophyton* sp. des deux autres stations sont similaires à celles citées par ces auteurs. En revanche, les concentrations obtenues dans les individus de la baie Maa sont presque deux fois supérieures aux valeurs citées par Denton & Burdon-Jones (1986b) et indiquent vraisemblablement la présence d'apports en cuivre dans cette baie.

En ce qui concerne les autres genres et familles d'octocoralliaires précédemment étudiés, les concentrations en cuivre sont généralement inférieures à $5 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans les études réalisées sur des sites non contaminés de la Grande Barrière de Corail (Denton & Burdon-Jones, 1986b) et des côtes du Vénézuéla (Jaffé *et al.*, 1992). En revanche, des concentrations supérieures à cette valeur et pouvant atteindre $90 \mu\text{g.g}^{-1}$ ont été observées chez trois autres espèces récoltées dans deux sites diversement contaminés (Glynn *et al.*, 1989).

La comparaison des résultats obtenus avec les valeurs précédemment rapportées dans la littérature suggère que les concentrations en cuivre mesurées dans notre étude sont relativement faibles et caractéristiques de milieux non contaminés, à l'exception toutefois potentiellement de la station M28 en baie Maa.

Fer

Les concentrations en fer mesurées dans les *Sarcophyton* sp. des quatre stations sont comprises entre 36 ± 8 et $144 \pm 37 \mu\text{g.g}^{-1}$. Aucune donnée n'est disponible dans la littérature concernant ce genre et seule une étude présentant des valeurs pour le fer chez trois autres octocoralliaires a pu être trouvée ; celles-ci s'échelonnent entre <10 et $117 \mu\text{g.g}^{-1}$ dans des spécimens provenant de sites sous influence urbaine ou agricole (Glynn *et al.*, 1992). Des comparaisons directes entre taxons différents étant hasardeuses, il est difficile de conclure avec certitude sur les niveaux de concentration atteints. On peut simplement noter que les concentrations mesurées dans notre étude sont du même ordre de grandeur que celles rapportées par Glynn *et al.* (1992) pour des sites contaminés et sont en outre pratiquement toujours supérieures à celles des autres métaux analysés, suggérant la présence d'apports en fer.

Manganèse

Les concentrations en Mn dans les spécimens analysés varient entre $3,6 \pm 1,2$ et $6,0 \pm 1,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ selon les stations mais aucune information n'a été trouvée dans la littérature pour comparer ces niveaux.

Nickel

Les concentrations en Ni dans les individus provenant des divers sites vont de $2,4 \pm 0,4$ à $10,0 \pm 4,4 \mu\text{g.g}^{-1}$. Ces valeurs sont nettement supérieures à celles précédemment rapportées par Denton & Burdon-Jones (1986b) pour le même genre, toutes inférieures à $0,92 \mu\text{g.g}^{-1}$, ainsi que pour six autres espèces d'octocoralliaires récoltées dans des sites peu ou pas contaminés, dans lesquelles les concentrations n'excédaient pas $0,40 \mu\text{g.g}^{-1}$. Il semble donc que les concentrations

en nickel dans les *Sarcophyton* récoltés aux quatre stations sélectionnées reflètent des apports significatifs de ce métal dans le milieu côtier, en particulier à la station D19 en Grande Rade.

Tableau 36 : Synthèse bibliographique des concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) précédemment rapportées chez les coraux mous.

Espèce	Localisation	Cu	Fe	Ni	Zn	Références
<i>Sarcophyton acutangulum</i>	Grande Barrière de corail	3,3-3,9			15,9-19,2	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sarcophyton glaucum</i>	Grande Barrière de corail	2,4-3,0			6,8-9,8	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sarcophyton trocheliophorum</i>	Grande Barrière de corail	3,3-4,1			13,2-19,9	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sarcophyton</i> sp. 1	Grande Barrière de corail	3,4-4,5		<0,38-<0,92	13,6-29,0	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sarcophyton</i> sp. 2	Grande Barrière de corail	2,5		<0,39	20,5	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sarcophyton</i> sp. 3	Grande Barrière de corail	3,3		<0,50	8,6	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sinularia</i> sp. 1	Grande Barrière de corail	2,7		<0,29-<0,40	5,6	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sinularia</i> sp. 2	Grande Barrière de corail	3,2		<0,32-<0,38	9,7	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sinularia</i> sp. 3	Grande Barrière de corail	2,6		<0,29	2,3	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Sinularia</i> sp. 4	Grande Barrière de corail	2,3		<0,27	1,5	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Litophyton</i> sp.	Grande Barrière de corail	1,9		70,0	4,7	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Gorgonian</i> sp. 1	Grande Barrière de corail	2,8		<0,29	2,9	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Gorgonian</i> sp. 2	Grande Barrière de corail	4,3		<0,32	12,2	Denton & Burdon-Jones, 1986b
<i>Briareum absteinum</i>	Parc de Biscayne, Floride	6-11	50-117			Glynn et al., 1989
<i>Gorgonia flabellum</i>	Parc de Biscayne, Floride	10-12	51-88			Glynn et al., 1989
<i>Pseudopterogorgia acerosa</i>	Parc de Biscayne, Floride	5-90	<10-94			Glynn et al., 1989
<i>Pseudoterogorgia acerosa</i>	Vénézuela	2,3-3,1		7,5-13	48-159	Jaffé et al., 1992
<i>Pseudoterogorgia americana</i>	Vénézuela	1,5-1,9		3,0-23	98-256	Jaffé et al., 1992
<i>Plexaura dichotoma</i>	Vénézuela	1,1-1,9		6,5-10	25-34	Jaffé et al., 1992
<i>Plexaura flexuosa</i>	Vénézuela	1,2		6,2-13	70-152	Jaffé et al., 1992
<i>Plexaura homomalla</i>	Vénézuela	1,9-2,8		5,7-6,4	59-66	Jaffé et al., 1992
<i>Gorgonia ventalina</i>	Vénézuela	2,1-2,6		11,5-38	59-264	Jaffé et al., 1992
<i>Pseudoflexaura</i> sp.	Vénézuela	2,0-2,3		11-38	37-63	Jaffé et al., 1992
<i>Eunicea</i> sp.	Vénézuela	0,9-1,5		5-12	17-24	Jaffé et al., 1992

Des concentrations similaires ou même supérieures à celles obtenues dans notre étude ont cependant été trouvées chez plusieurs autres taxons provenant des côtes du Vénézuéla, avec des valeurs comprises entre 3,0 et 38 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Glynn *et al.*, 1992). La plus forte concentration en nickel enregistrée à notre connaissance chez des octocoralliaires tropicaux atteint 70 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ chez des spécimens *Litophyton* sp. récoltés sur un récif supposé peu ou pas contaminé sur la Grande Barrière de Corail australienne (Denton & Burdon-Jones, 1986b), sans qu'aucune explication n'ait pu être trouvée par ces auteurs. Ces différents résultats suggèrent donc que certains octocoralliaires possèdent une affinité marquée pour le nickel.

Zinc

Les concentrations en Zn obtenues chez les spécimens récoltés s'échelonnent entre $18,7 \pm 5,2$ et $38,3 \pm 10,3$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Tout comme pour le cuivre et le nickel, différentes études présentent des concentrations en zinc dans plusieurs espèces d'octocoralliaires, dont *Sarcophyton* sp. Pour le genre *Sarcophyton*, les valeurs précédemment rapportées sont comprises entre 6,8 et 29,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour des spécimens provenant de sites peu ou pas soumis à des apports en métaux (Denton & Burdon-Jones, 1986b), soit du même ordre de grandeur et globalement légèrement inférieures à celles observées dans notre étude. Ces auteurs ont également présenté des valeurs comprises entre 1,5 et 12,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ chez d'autres genres d'octocoralliaires provenant des mêmes sites que les *Sarcophyton*. En revanche, des valeurs bien supérieures comprises entre 17 et 264 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ont été rapportées par Jaffé *et al.* (1992) pour différentes espèces et genres d'octocoralliaires prélevés dans deux sites pourtant supposés non contaminés par ces auteurs.

Ces résultats suggèrent donc que les concentrations en Zn observées dans notre étude sont peu élevées et semblent caractéristiques de milieux non contaminés ; seule la concentration la plus élevée (station D19 en Grande Rade) est légèrement supérieure à celles citées par Denton & Burdon-Jones (1986b) pour des *Sarcophyton* provenant de sites non contaminés et pourrait donc refléter la présence d'éventuels apports en zinc à cette station.

Variabilité géographique

Les concentrations en métaux en fonction des sites sont représentées à la figure 36. Comme précédemment, la variabilité des concentrations des différents métaux entre les diverses stations a été étudiée grâce à des analyses de variance paramétriques (ANOVA) suivies d'un test de comparaisons multiples *a posteriori* ; ces tests ont été réalisés sur les données brutes ou transformées en logarithmes (Co, Cu, Fe) ou sur l'inverse des valeurs (Cr, Ni). Les populations comparées ne possédant pas toutes les mêmes effectifs ($n=12$ pour les stations M28 en baie Maa, D63 en baie de Dumbéa et B05 en baie de Boulari ; $n=4$ pour D19 en Grande Rade), les comparaisons *a posteriori* ont été réalisées à l'aide du test de Spjotvoll et Stoline pour échantillons d'effectifs inégaux (tableau 37).

Des différences très hautement significatives entre stations ont été observées pour tous les métaux analysés ($p<0,001$). Les écarts de concentrations moyennes les plus marqués entre stations sont observés pour Cu (17,2) puis Ni (4,2), Fe et Cr (4,0), Co (3,7), Zn (2,0) et Mn (1,7) ; cependant, les couples de stations pour lesquels ces rapports maximaux ont été calculés sont différents selon les métaux. La station D63 en fond de baie de Dumbéa présente des différences significatives à très hautement significatives avec la station de la baie Maa pour Co, Cr, Cu, Fe et Mn mais le sens de ces différences varie selon les métaux. Ainsi, les concentrations en Co et Cr en D63 sont respectivement 3,7 et 1,6 fois supérieures à celles en M28 ($p<0,001$) alors que les concentrations en Cu, Fe et Mn à cette dernière station sont au contraire

respectivement 2,9 ; 2,1 et 1,2 fois supérieures à celles en D63 ($p < 0,001$ pour Cu et Fe ; $p < 0,05$ pour Mn). Aucune différence significative n'a en revanche été détectée entre ces deux stations pour Ni et Zn ($p > 0,05$).

La seconde station estuarienne, B05 en baie de Boulari, présente des différences hautement à très hautement significatives avec celles en baie Maa pour tous les métaux sauf Mn ($p > 0,05$). Les concentrations en Co, Cr, Fe et Ni dans les spécimens de la station B05 sont respectivement 2,4 ; 4,0 ; 1,9 et 2,1 fois supérieures à celles dans ceux de la station M28 en baie Maa ($p < 0,001$), tandis que les concentrations en Cu et Zn observées dans les *Sarcophyton* de la baie Maa sont en revanche respectivement 17,2 et 1,6 fois supérieures à celles en B05 ($p < 0,001$ pour Cu et $p < 0,01$ pour Zn). Les différences observées entre la station D19 dans la Grande Rade et la station de la baie Maa sont moins marquées que pour les deux stations précédentes. Aucune différence significative n'a en effet été observée entre ces deux stations pour Co, Cr, Fe et Zn ($p > 0,05$) ; des différences hautement significatives ont été détectées pour Cu et Mn, avec des concentrations dans les individus de la station M28 respectivement 2,25 et 1,7 fois supérieures à celles en D19, alors que les concentrations en Ni sont au contraire 4,0 fois supérieures dans la station de la Grande Rade par rapport à la station en baie Maa ($p < 0,001$).

La comparaison des concentrations des différents métaux entre les deux stations sous influence terrigène indique que les concentrations en Co, Cu et Zn sont significativement supérieures en D63 (baie de Dumbéa) par rapport à celles à la station B05 (baie de Boulari) selon des rapports de concentrations moyennes de 1,5 ; 6,0 et 1,7 respectivement ($p < 0,01$ pour Co ; $p < 0,001$ pour Cu et Zn). En revanche, les concentrations en Cr, Fe et Ni dans les spécimens de la station B05 sont 2,5 fois, 4,0 fois et 2,2 fois supérieures à celles obtenues à la station D63 respectivement ($p < 0,001$). Les différences de concentrations entre les individus de cette dernière station avec ceux de la station D19 en Grande Rade ne sont significatives que pour Co ($p < 0,01$) et Ni ($p < 0,001$) ; les concentrations en Co sont 2,3 fois supérieures en D63 tandis que celles en Ni sont au contraire 4,2 fois supérieures en D19 par rapport à la station de la baie de Dumbéa. Des différences significatives plus nombreuses s'observent en revanche entre la station D19 et la station B05 de la baie de Boulari : les concentrations en Cr, Fe et Mn en B05 sont respectivement 3,4 fois, 2,9 fois et 1,7 fois supérieures à celles en D19 ($p < 0,001$ pour Cr et Fe ; $p < 0,05$ pour Mn), alors que les concentrations en Cu et en Zn sont au contraire 7,7 fois et 2,0 fois supérieures en D19 par rapport à B05 respectivement ($p < 0,001$ pour Cu ; $p < 0,01$ pour Zn).

Tableau 37 : Synoptique des résultats des tests de comparaisons multiples (test de Spjotvoll et Stoline) des moyennes des concentrations de chaque métal dans les spécimens de *Sarcophyton* sp. entre les quatre stations. (= : $p > 0,05$; * : $p < 0,05$; ** : $p < 0,01$ et *** : $p < 0,001$).

M : Maa (station M28) ; **D** : Dumbéa (st. D63) ; **GR** : Grande Rade (st. D19) ; **B** : Boulari (st. B05)

Métal	M/D	M/GR	M/B	D/GR	D/B	GR/B
Co	D63>M28***	D19=M28	B05>M28***	D63>D19**	D63>B05**	D19=B05
Cr	D63>M28***	D19=M28	B05>M28***	D63=D19	D63<B05***	D19<B05***
Cu	D63<M28***	D19<M28**	B05<M28***	D63=D19	D63>B05***	D19>B05***
Fe	D63<M28***	D19=M28	B05>M28***	D63=D19	D63<B05***	D19<B05***
Mn	D63<M28*	D19<M28**	B05=M28	D63=D19	D63=B05	D19<B05*
Ni	D63=M28	D19>M28***	B05>M28***	D63<D19***	D63<B05***	D19=B05
Zn	D63=M28	D19=M28	B05<M28**	D63=D19	D63>B05***	D19>B05**

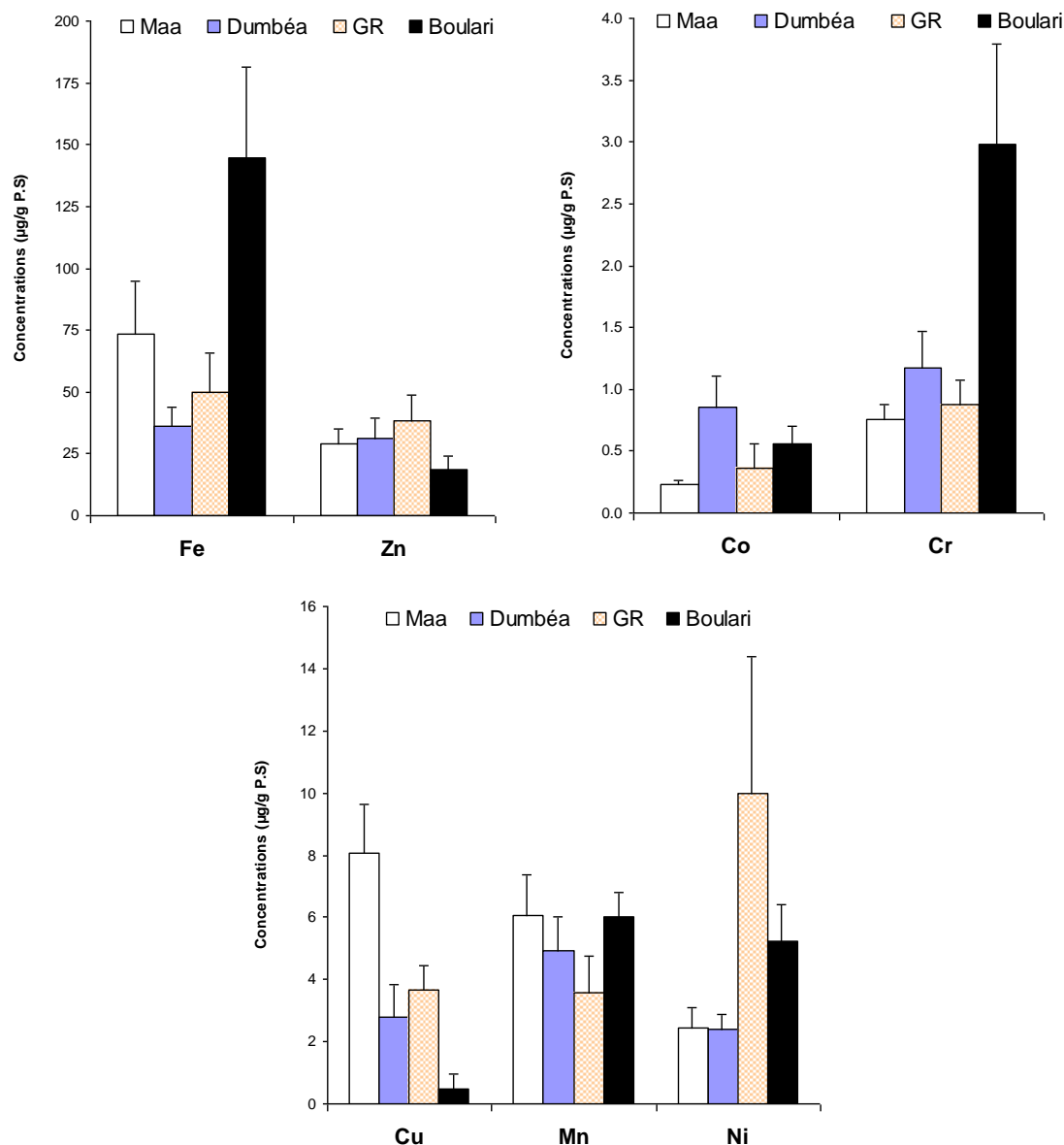


Figure 36 : Concentrations en métaux (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec \pm écart-type) chez *Sarcophyton* sp. en fonction des sites (n=12 sauf pour D19 : n=4).

Discussion et synthèse des résultats pour *Sarcophyton* sp.

L'étude bibliographique sur les niveaux de concentration en métaux dans les octocoralliaires en général et dans les alcyonaires en particulier révèle une quasi absence de travaux sur ce groupe pourtant très fréquent dans les récifs coralliens et les zones lagunaires. Le principal problème réside sans aucun doute dans la relative méconnaissance systématique de ce groupe et la difficulté, voire l'impossibilité d'identifier de nombreux taxons au rang de l'espèce pour un non spécialiste, ce qui figure pourtant parmi les critères de base concernant le choix d'un bioindicateur quantitatif. Un important travail de systématique a cependant été réalisé sur ce groupe en Nouvelle-Calédonie et un total de 290 espèces d'octocoralliaires est à l'heure actuelle recensé dans la base de données sur la biodiversité littorale de Richer de Forges & Hoffschir (2000), dont 128 espèces d'Alcyonidae et 101 espèces de gorgones (Grasshoff & Bargibant,

2001). Au sein du genre *Sarcophyton*, 23 espèces ont en outre été identifiées en Nouvelle-Calédonie, mais celles-ci ne peuvent être déterminées avec précision que par l'observation de la morphologie des spicules par un taxonomiste spécialisé ; l'identification au rang de l'espèce des spécimens récoltés n'a donc pas pu être réalisée en raison de l'absence de spécialiste du groupe. Afin de réduire autant que faire se peut l'éventuelle variabilité interspécifique des concentrations, les spécimens récoltés présentaient des morphologies les plus similaires possible, supposées s'apparenter à celle de l'espèce *Sarcophyton moseri*. Les résultats obtenus indiquent que la variabilité interindividuelle des concentrations pour des effectifs de douze individus est généralement peu élevée à part quelques exceptions et ne semble pas perturber les comparaisons statistiques des moyennes entre les différentes stations.

Très peu d'éléments de comparaison (voire même aucun pour la plupart des métaux analysés) ont été trouvés dans la littérature pour évaluer l'importance réelle des concentrations mesurées dans le cadre de notre étude ; cependant, des différences entre sites parfois assez marquées ont été observées pour tous les métaux. Sur la base des résultats obtenus pour cette dernière espèce en termes de bioaccumulation des métaux dans les tissus et de variabilité intersite, un bilan qualitatif des apports en métaux aux quatre stations de récolte de cette espèce est comme précédemment présenté. L'intérêt de l'espèce *Sarcophyton* sp. en tant que bioindicateur quantitatif de la contamination par certains métaux sera ensuite discuté.

Informations sur la contamination des sites

Baie Maa

Les différents métaux se classent dans l'ordre suivant selon leurs concentrations dans les spécimens récoltés : Fe>Zn>>Cu>Mn>Ni>Cr>Co. Les spécimens récoltés dans le site de référence relative se caractérisent principalement par leurs fortes concentrations en cuivre, celles-ci étant 2,25 à 17,2 fois supérieures à celles des trois autres stations. Cette différence importante indique clairement l'existence d'apports significatifs de cet élément à la station M28, ce que suggère également la comparaison avec les valeurs précédemment citées par [Denton & Burdon-Jones \(1986b\)](#). Ce résultat signifie donc que celle-ci ne peut pas être utilisée comme station témoin pour ce métal. La présence de cuivre à cette station sera discutée plus en détail dans la discussion générale de ce document, sur la base de l'ensemble des résultats obtenus avec les différentes espèces étudiées et les diverses stations prises en compte dans cette baie. Quelques concentrations en certains métaux en M28 (baie Maa) supérieures à celles obtenues pour d'autres stations ont également parfois été observées, mais avec des écarts de concentrations nettement moins marqués. C'est le cas du Fe avec la station D63 (baie de Dumbéa), du Mn avec les stations D63 et D19 (Grande Rade) et du Zn avec la station B05 (baie de Boulari). En revanche, toutes les autres concentrations mesurées chez les spécimens de la station M28 sont significativement inférieures à celles des autres stations ou ne présentent pas de différences significatives, indiquant que les concentrations obtenues correspondent vraisemblablement au « bruit de fond » naturel en métaux dans ce site.

Baies de Dumbéa et de Boulari

Les résultats concernant la bioaccumulation des métaux dans les *Sarcophyton* sp. indiquent que les stations D63 et B05 situées dans ces deux baies estuariennes sous influence terrigène reçoivent des apports significatifs en différents métaux ; des différences marquées s'observent cependant entre ces deux baies selon les métaux considérés. Ainsi, le classement des métaux selon leurs concentrations dans les tissus est Fe=Zn>>Mn>Cu, Ni>Cr>Co pour la station D63 (baie de Dumbéa), alors que celui-ci est Fe>>Zn>Mn≥Ni>Cr>Co>Cu et Co à la station B05 (baie de Boulari). Les spécimens de la station B05 présentent des concentrations moyennes en Fe,

Cr et Ni 2,2 fois à 4,0 fois supérieures à celles obtenues à la station D63 ; celles-ci sont également significativement supérieures à celles des deux autres stations à l'exception du nickel vis-à-vis de la station D19 en Grande Rade. La concentration moyenne en Ni dans les individus de la station B05 est en outre nettement supérieure à celles précédemment rapportées dans la littérature pour ce même genre (Denton & Burdon-Jones, 1986b). Les concentrations en Co, Cu et Zn en D63 sont au contraire 1,5 à 6,0 fois supérieures à celles en B05. Les concentrations en métaux présentant des différences significativement supérieures en D63 par rapport aux autres stations sont en outre nettement moins nombreuses que celles en B05.

Ces résultats suggèrent fortement que la station B05 située près du fond de la baie de Boulari est soumise à d'importants apports de matériel terrigène riche en Fe, Cr et Ni principalement, et que la fraction biodisponible de ces apports vis-à-vis de l'espèce *Sarcophyton* sp. apparaît nettement supérieure à celle des apports arrivant en fond de baie de Dumbéa. Ces apports se caractérisent en outre par leur très faible contenu en certains métaux tels que le cuivre et le zinc ou bien leur faible biodisponibilité pour cette espèce, alors que ces métaux semblent davantage présents sous forme biodisponible dans ceux arrivant à la station D63.

Grande Rade

L'ordre des métaux selon leurs concentrations bioaccumulées dans les spécimens de la station D19 est $Fe \geq Zn > Ni > Cu$ et $Mn > Cr > Co$. Les spécimens de la Grande Rade se distinguent véritablement de ceux des autres stations uniquement par leurs concentrations en nickel, dont la valeur moyenne est 1,9 à 4,2 fois supérieure à celles des trois autres stations. La comparaison avec les quelques valeurs précédemment rapportées dans la littérature pour ce genre indique que ces concentrations sont 11 à 26 fois plus élevées que celles observées dans des *Sarcophyton* provenant de sites non contaminés par ce métal (Denton & Burdon-Jones, 1986b). Cette baie ne recevant aucun apport terrigène direct, ces concentrations ne peuvent être attribuées qu'aux activités industrielles développées sur les bords nord et est de la baie, et très vraisemblablement à l'usine de traitement du minerai de nickel.

Potentialités de Sarcophyton sp. en tant que bioindicateur

Le genre *Sarcophyton* est relativement courant dans les sites côtiers étudiés, avec des fréquences d'observation de 37,9 % pour *Sarcophyton* sp. et de 31,0 % pour *Sarcophyton cf. moseri*, bien que les différences faites entre ces deux taxons soient relativement incertaines. Ce genre se rencontre dans toutes les baies prospectées, bien que sa présence en baie de Sainte-Marie n'ait pas été systématiquement notée. Le nombre de spécimens disponibles est en revanche variable selon les stations. Ce taxon est donc assez facile à trouver dans les sites à surveiller ; sa distribution géographique s'étend en outre à toute la zone Indo-Pacifique, autorisant ainsi son utilisation éventuelle en tant que bioindicateur ailleurs qu'en Nouvelle-Calédonie. Sa récolte s'avère cependant plus délicate que la plupart des autres espèces étudiées car les spécimens sont solidement fixés au substrat dur, qu'il est donc souvent nécessaire de casser et de prélever avec l'animal. Un rinçage et un brossage approfondis doivent être effectués au laboratoire afin d'éliminer le mucus piégeant des particules sédimentaires ; la base du pied doit en outre être sectionnée et éliminée car celle-ci contient également des particules sédimentaires dont le contenu en métaux fausserait les résultats.

En ce qui concerne les résultats des analyses de métaux dans les tissus, une variabilité intersite relativement nette a été observée pour tous les métaux, des différences significatives ayant été détectées pour au moins trois des six couples de stations comparés pour chaque élément. Cette variabilité géographique indique que cette espèce est vraisemblablement capable de refléter les concentrations en certains métaux présents dans son milieu environnant sous

forme particulière inerte (sédiments en suspension ou en voie de sédimentation) ou vivante (proies préalablement contaminées par les métaux) et/ou sous forme dissoute. L'écart des concentrations moyennes le plus fort s'observe pour le cuivre, tandis que le plus faible a été obtenu pour le manganèse.

Ces résultats confirment ceux précédemment obtenus par [Denton & Burdon-Jones \(1986b\)](#) dans le cadre de leur étude sur les niveaux de concentration en Cd, Cu, Ni, Pb et Zn dans des scléactiniaires et des octocoralliaires prélevés sur différents sites situés sur la Grande Barrière de Corail australienne. Ces auteurs ont en effet observé des concentrations en Cd, Cu et Zn bien plus élevées chez les octocoralliaires que chez les scléactiniaires, tout particulièrement chez le genre *Sarcophyton*. Des différences significatives des concentrations chez ce genre ont également été détectées entre les sites, suivant le même schéma que celles observées par ces mêmes auteurs avec des bioindicateurs établis. Ces différences géographiques étaient cependant bien moins marquées pour le cuivre que pour le zinc et le cadmium, contrairement à ce qui a pu être observé dans notre étude. Ces auteurs ont également observé une très faible variabilité saisonnière des concentrations en ces trois métaux, facilitant ainsi considérablement son éventuelle utilisation dans le cadre d'une surveillance biologique du milieu tout au long de l'année.

Les résultats obtenus dans le cadre de notre étude ainsi que ceux précédemment rapportés par les auteurs cités auparavant indiquent que le genre *Sarcophyton* s'avère être un assez bon candidat en tant que bioindicateur quantitatif de certains métaux. Outre le fait que les concentrations observées dans ce genre soient réputées être supérieures à celles dans les scléactiniaires, celui-ci présente l'avantage d'être plus facilement analysable par rapport aux coraux durs très fortement carbonatés. Selon [Denton & Burdon-Jones \(1986b\)](#), des prélèvements de tissus peuvent être réalisés sur le même individu de manière répétée dans le temps, réduisant ainsi la variabilité interindividuelle des concentrations. Le principal inconvénient réside cependant dans l'identification des spécimens récoltés au rang spécifique.

Conclusions

Les concentrations en sept métaux (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni et Zn) ont été mesurées dans des spécimens de l'espèce *Sarcophyton* sp. récoltés dans quatre stations localisées dans des sites côtiers soumis à des apports en métaux variés. Très peu de données relatives aux concentrations en métaux dans les octocoralliaires en général et chez le genre *Sarcophyton* en particulier ont été trouvées dans la littérature pour évaluer les niveaux mesurés dans le cadre de notre étude ; seules les concentrations en Ni, en Fe et en Cu à certaines stations sont plus ou moins nettement supérieures aux valeurs précédemment rapportées chez *Sarcophyton* sp. provenant de sites non contaminés.

Des différences de concentrations moyennes parfois assez marquées ont été observées entre les populations provenant des divers sites pour tous les métaux, ce qui indique que l'espèce *Sarcophyton* sp. est susceptible de refléter les concentrations en métaux biodisponibles présents dans son milieu ambiant sous forme de matière particulaire organique et minérale et/ou sous forme dissoute. Sur la base des résultats obtenus chez cette espèce en termes de bioaccumulation des métaux dans les tissus et de variabilité intersite, un bilan qualitatif des apports en métaux aux quatre stations de récolte de cette espèce a comme précédemment pu être réalisé. Celui-ci indique notamment l'existence probable d'une contamination de la station M28 en baie Maa par le cuivre ; cette station sélectionnée *a priori* en tant que station témoin supposée n'être soumise à aucun apport en métaux direct s'avère donc finalement inutilisable en tant que telle pour le cuivre. De fortes concentrations en Ni observées dans les spécimens de la station D19 dans la

baie de la Grande Rade suggèrent l'existence d'apports en Ni plus importants dans le milieu, vraisemblablement issus de l'activité industrielle d'une usine métallurgique située en fond de baie. Les fortes concentrations en Fe, Cr et Ni observées dans les individus de cette espèce récoltés à la station B05 en fond de baie de Boulari suggèrent quant à elles la présence d'importants apports en ces métaux au niveau de cet estuaire, dont une fraction est biodisponible pour cette espèce et dont l'origine terrigène ne fait pas de doute.

Les résultats obtenus dans le cadre de notre étude confirment ainsi ceux précédemment présentés par Denton & Burdon-Jones (1986b) sur l'intérêt que présente le genre *Sarcophyton* en tant que bioindicateur de contamination du milieu côtier par certains métaux. Des études plus approfondies sont cependant nécessaires pour conclure.

CONCLUSION GENERALE

Synthèse des travaux

Une dégradation rapide et alarmante des écosystèmes récifo-lagonaires des zones côtières tropicales est observée depuis moins d'une vingtaine d'années à travers le monde. De nombreuses sources de perturbations d'origine anthropique ont été recensées, parmi lesquelles les contaminations chimiques et leurs effets biologiques potentiels peuvent jouer un rôle important. Cependant, bien que des efforts significatifs aient été développés depuis plus d'une dizaine d'années pour évaluer l'état de santé global de ces écosystèmes biologiquement riches mais relativement fragiles, encore très peu d'études ont à l'heure actuelle été menées afin d'estimer l'étendue de ces contaminations, leur évolution dans le temps et leurs effets potentiels aux différents niveaux d'organisation du monde vivant. La mise au point et la validation d'outils biologiques permettant la surveillance à court, moyen et long termes de ces milieux et utilisables en tant qu'aide à la décision pour l'établissement d'une politique de gestion intégrée de l'environnement côtier par les autorités locales constituent donc une réelle priorité (Phillips, 1991 ; Peters *et al.*, 1997 ; Jameson *et al.*, 2001a,b). Dans ce domaine, de multiples méthodes ont été mises au point et validées, ou bien sont en cours de validation en milieu tempéré. Celles-ci se regroupent au sein de deux grandes approches : i) la détection et la quantification des contaminants présents dans le milieu, basées sur des méthodes d'analyses chimiques d'eau de mer, de sédiments en suspension ou déposés, et/ou d'organismes marins bioaccumulateurs, et ii) l'évaluation de leurs effets biologiques à différents niveaux d'organisation du vivant.

Le travail réalisé et présenté dans ce document s'inscrit dans le cadre de la première approche et avait un double objectif :

- **Identifier un ensemble d'espèces macrobenthiques susceptibles d'être utilisables en tant que bioindicateurs quantitatifs de la contamination** de la frange côtière du lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie par certains métaux (Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn) ;
- A partir de l'étude conjointe de la bioaccumulation de ces métaux chez ces espèces, **dresser un premier bilan des apports en métaux présents sous formes dissoutes et particulaires biodisponibles et détecter d'éventuelles contaminations** dans six sites côtiers et estuariens supposés soumis à des apports en métaux contrastés d'un point de vue qualitatif et quantitatif.

Dans une première étape, une étude bibliographique de la biodiversité marine littorale en Nouvelle-Calédonie a été réalisée afin de dresser une première liste d'espèces les plus fréquemment rencontrées dans les lagons en général, et en particulier dans la bande côtière ou estuarienne du lagon sud-ouest. Des prospections *in situ* et des inventaires de la macrofaune et de la macroflore benthiques ont ensuite été effectués sur un ensemble d'environ quatre vingt dix stations intertidales et subtidales situées dans les différents sites sélectionnés afin d'identifier les espèces les plus communes et répondant aux principaux critères écologiques de choix des bioindicateurs quantitatifs précédemment énoncés par différents auteurs. A l'issue de cette première étape de terrain, une sélection d'une dizaine d'espèces de **macroalgues** (*Lobophora variegata*, *Halimeda incrassata*, *Halimeda macroloba*, *Caulerpa taxifolia*, *Caulerpa sertularioides*), de **bivalves** (*Gafrarium tumidum*, *Isognomon isognomon* et *Hyotissa hyotis*), **d'échinodermes** (l'holothurie *Holothuria (Halodeima) edulis*) et **d'octocoralliaires** (l'alcyonaire *Sarcophyton* sp.) présentant des modes de vie et des régimes alimentaires relativement variés a pu être réalisée.

Dans une seconde étape, des spécimens de chacune de ces espèces ont été récoltés sur différentes stations situées dans les divers sites choisis pour cette étude, puis leurs concentrations en métaux dans les tissus mous *in toto* ont été analysées. Les résultats ainsi obtenus ont tout d'abord été comparés aux niveaux de concentration en métaux précédemment rapportés dans la littérature scientifique pour ces mêmes espèces ou pour des taxons du même groupe, puis ont été comparés entre les différents sites pour chaque espèce afin d'évaluer leur variabilité et l'aptitude de chacune d'elle à refléter dans ses tissus les teneurs en métaux ambiantes. La prise en compte de l'ensemble de ces résultats pour les dix espèces étudiées permet de dresser le bilan suivant concernant les apports en métaux dans les sites sélectionnés, tant sous formes particulières (en suspension ou déposées) que dissoutes :

Baies de Boulari et de Dumbéa :

Les comparaisons géographiques des concentrations en métaux chez l'ensemble des espèces analysées ainsi que les niveaux de concentration atteints indiquent nettement que ces deux baies estuariennes sont soumises à d'importants apports en Co, Cr, Fe, Ni et dans une moindre mesure en Al et Mn. Les concentrations en Fe et en Ni bioaccumulés sont généralement relativement élevées par rapport aux valeurs rencontrées dans la littérature. Ces métaux sont clairement associés au matériel terrigène provenant de l'érosion des sols des bassins versants et transportés vers le lagon par l'intermédiaire des rivières. Leur présence en fortes concentrations dans les tissus de la plupart des espèces analysées indique donc que bien que ces métaux sont supposés être majoritairement et fortement liés à la matrice minérale particulière, une fraction de ces métaux apparaît cependant plus labile et biodisponible pour un certain nombre d'espèces. Les niveaux des concentrations observées chez l'algue *Lobophora variegata* suggère également que ces métaux sont également présents sous forme dissoute, bien qu'une éventuelle contamination de la surface des frondes analysées soit suspectée. L'analyse comparative des concentrations en métaux chez *Lobophora variegata*, *Gafrarium tumidum*, *Isognomon isognomon*, *Hyotissa hyotis* et *Sarcophyton* sp. entre ces deux sites révèle que les apports en Cr, Fe, Ni biodisponibles et parfois en Al et Co en baie de Boulari sont supérieurs à ceux en baie de Dumbéa. En revanche, aucune différence entre ces deux sites n'est révélée pour ces métaux par l'étude de l'holothurie *Holothuria edulis*. La plupart de ces espèces révèlent au contraire que les concentrations en Cu et Zn dans cette dernière baie sont généralement supérieures à celles mesurées en baie de Boulari, suggérant l'existence d'apports en Cu et Zn en baie de Dumbéa, relativement faibles cependant. Ces apports sont supposés provenir de la baie de Koutio fortement anthropisée, située sur la partie est de la baie de Dumbéa et dont les eaux de surface sont entraînées vers cette dernière baie en période d'alizés notamment (*cf. figure 5*). Les apports d'origine terrigène auxquels est soumise cette baie de Dumbéa semblent cependant globalement très majoritaires.

Grande Rade

L'étude des macroalgues *Halimeda incrassata* et *H. maculosa*, des bivalves *Gafrarium tumidum* et *Isognomon isognomon*, de l'holothurie *Holothuria edulis* et de l'alcyonaire *Sarcophyton* sp. révèle que cette baie est soumise à des apports significatifs en Cu, Zn, Ni et Mn principalement, et dans une moindre mesure en Co, Cr et Fe. Cette baie n'étant soumise à aucun apport fluvial, ces concentrations en métaux traduisent une réelle contamination d'origine anthropique urbaine (Cu et Zn vraisemblablement) et surtout industrielle (Ni, Co, Cr, Fe, Mn et potentiellement Zn) qu'il est donc absolument nécessaire de surveiller par la suite. Comme il a été vu précédemment, certains de ces métaux sont caractéristiques des sols rencontrés dans le sud du territoire ; il apparaît donc probable que bien que plusieurs sources industrielles pourraient être à l'origine de la contamination de cette baie par des métaux tels que Cr, Fe et Mn, les divers rejets (poussière de minerai, rejets liquides sous forme dissoute et particulière) de l'usine

métallurgique de Doniambo située en fond de baie constituent très probablement une source importante de ces métaux dans le milieu marin.

Baie de Sainte-Marie

L'analyse des espèces *Caulerpa taxifolia*, *Caulerpa sertularioides*, *Holothuria edulis* et *Isognomon isognomon* a permis de déceler l'existence d'une contamination modérée d'une partie de la baie par Cu et dans une moindre mesure Zn. Ces apports sont supposés provenir des rejets urbains non traités déversés en fond de baie par plusieurs émissaires. En revanche, l'étude de l'espèce *Holothuria edulis* sur trois stations situées dans cette baie indique que la partie centrale et nord-est de la baie reçoit également des apports en Al, Co, Cr, Fe et Ni d'origine terrigène provenant vraisemblablement de la baie de Boulari principalement, confirmant ainsi les études de géochimie récemment réalisées (Breau, 1998 ; Fernandez *et al.*, 2002 ; Fernandez *et al.*, in prep a,b).

Baie Maa

Cette baie a été choisie en tant que référence relative permettant d'évaluer les niveaux des concentrations en métaux en l'absence d'apports directs supposés, que ceux-ci soient d'origine terrigène ou anthropique. L'étude des niveaux effectivement atteints dans les tissus des différentes espèces récoltées dans cette baie indique que les concentrations y sont effectivement généralement les plus basses par rapport aux autres stations, selon les métaux toutefois. En effet, les concentrations en certains éléments tels que Al, Co, Cr, Fe et Ni montrent parfois des valeurs supérieures à celles précédemment rapportées dans la littérature chez les mêmes espèces ou chez des taxons proches, et peuvent en outre être supérieures à celles observées à d'autres stations, en baie de Sainte-Marie notamment. Ces observations suggèrent donc que malgré l'absence d'apports fluviaux directs, cette baie semble néanmoins soumise à un bruit de fond géologique non négligeable, dont une fraction s'avère biodisponible pour certaines espèces. L'hypothèse d'apports terrigènes occasionnels provenant de la baie de Dumbéa adjacente sous certaines conditions hydrologiques et courantologiques est également envisageable. L'étude des espèces *Lobophora variegata* et *Sarcophyton* sp. a également permis de détecter une légère contamination de cette baie par le cuivre, vraisemblablement sous forme dissoute, celle-ci ne pouvant donc finalement pas être utilisée en tant que site de référence pour ce métal. Cette contamination pourrait éventuellement provenir d'un petit ensemble d'habitations isolées situé un peu plus à l'intérieur des terres, aucune autre activité anthropique n'y étant développée.

De par leur présence relativement commune et le nombre de spécimens observés dans la plupart ou même l'ensemble des sites sélectionnés pour ce travail ainsi que leur capacité de bioaccumulation de divers métaux, la majorité des espèces étudiées représente un intérêt certain en tant que candidats bioindicateurs de contamination par différents métaux. La macroalgue brune *Lobophora variegata* et les bivalves *Gafrarium tumidum* et surtout *Isognomon isognomon* semblent être les espèces les plus prometteuses tant par leurs caractéristiques écologiques que leur capacité de bioaccumulation vraisemblablement assez, voire très importante (notamment le zinc chez *I. isognomon*). L'holothurie *Holothuria edulis* et l'alcyonaire *Sarcophyton* sp., ainsi que les algues *Halimeda incrassata*, *Caulerpa sertularioides* et *Caulerpa taxifolia* apparaissent toutefois également intéressantes, justifiant la poursuite de leur étude. Les espèces *Halimeda macroloba* et *Hyotissa hyotis* ne semblent en revanche présenter qu'un intérêt relativement limité en tant que bioindicateurs dans les sites sélectionnés pour cette étude.

Le travail réalisé souligne en outre l'intérêt majeur d'une approche multispécifique et la prise en compte d'espèces présentant des modes de vie et des régimes alimentaires variés plutôt que l'utilisation d'une seule espèce pour pouvoir évaluer pertinemment et de manière plus complète les apports en métaux dans le milieu côtier. A titre d'exemple, aucune contamination en cuivre

n'a été détectée en baie Maa par l'étude du bivalve *Isognomon isognomon*, alors que celle-ci a pu être mise en évidence grâce aux analyses réalisées sur la macroalgue *Lobophora variegata* et l'alcyonaire *Sarcophyton* sp. Sur la base de la présente étude et sous réserve de leur validation ultérieure en tant que bioindicateurs effectifs de contamination par certains métaux, nous proposons donc l'utilisation conjointe des espèces suivantes dans le cadre d'une surveillance biologique du milieu côtier lagonaire en Nouvelle-Calédonie : i) une **macroalgue** telle que *Lobophora variegata* et/ou *Caulerpa sertularioides* ou encore *Halimeda incrassata*, reflétant les concentrations en métaux dissous dans l'eau de mer, ii) un **bivalve** tel que *Isognomon isognomon* et/ou *Gafrarium tumidum*, incorporant des métaux présents sous forme dissoute et particulaire (sédiments et/ou matière organique particulaire vivante ou non), et iii) un **dépositore de film de surface** tel que *Holothuria (Halodeima) edulis*, se contaminant à partir des sources particulières déposées et/ou des formes dissoutes dans l'eau interstitielle des sédiments de surface. Les autres espèces considérées comme potentiellement intéressantes peuvent cependant être utilisées en parallèle ou en remplacement de certaines de celles citées précédemment.

Perspectives de recherches

Cette étude étant relativement novatrice en Nouvelle-Calédonie, les perspectives de recherches dans le domaine de la bioaccumulation des métaux chez les organismes marins lagonaire sont nombreuses. Celles-ci devraient cependant s'orienter prioritairement vers la compréhension des mécanismes de transfert et de bioaccumulation des métaux chez les espèces sélectionnées à l'issue de ce travail, ainsi que leur validation effective en tant que bioindicateurs de contamination en milieu côtier tropical. Ces recherches pourraient notamment porter sur :

- l'étude expérimentale des **voies préférentielles de transfert des métaux** chez ces espèces (incorporation des métaux dissous, liés aux sédiments ou présents dans la nourriture ingérée) ;
- l'étude expérimentale et *in situ* des **cinétiques d'accumulation et d'élimination des métaux** dans les tissus en fonction de différentes concentrations ambiantes, de façon à déterminer dans quelle mesure et pendant quelle durée le bioindicateur reflète pertinemment la contamination de son milieu environnant. Ces deux premiers axes de recherches ont récemment été initiés au Laboratoire d'Environnement Marin de l'Agence Internationale pour l'Energie Atomique (AIEA) de Monaco ;
- l'étude de la **variabilité saisonnière** des concentrations en métaux dans les tissus ;
- l'étude plus fine des **mécanismes de bioaccumulation**, incluant l'identification des formes de stockage des métaux dans les tissus et la recherche d'éventuelles interactions métalliques telles que celle suspectée entre Mn et Zn chez le bivalve *Isognomon isognomon* ;
- l'étude des **relations** susceptibles d'exister entre **les caractéristiques biométriques et physiologiques** et **la bioaccumulation des métaux** chez les bivalves notamment, ainsi que l'estimation du nombre optimal de spécimens calibrés permettant de détecter une différence significative entre concentrations pour un seuil donné (e.g. 10 %).

D'autres espèces n'ayant pas été sélectionnées dans le cadre de notre étude mais pouvant cependant présenter un intérêt en tant que bioindicateur devraient également être étudiées. C'est le cas notamment du bivalve *Comptopallium radula* (Pectinidae), rencontré fréquemment dans les zones côtières de très faibles profondeurs, non prospectées lors de la réalisation de la première étape de notre étude. Ce travail a été initié récemment et est donc actuellement en cours.

L'utilisation d'espèces bioaccumulatrices n'est qu'une des différentes méthodes permettant d'évaluer la qualité chimique d'un milieu. Son principal intérêt réside dans la détection et la quantification spécifique d'une contamination chimique et de sa disponibilité biologique, qui constitue la première étape avant l'apparition d'effets biologiques. Cette première approche indispensable ne permet cependant pas d'évaluer l'impact de cette contamination aux niveaux des individus et des populations. L'étude des effets biologiques précoces induits par une exposition chronique des organismes à des contaminants métalliques constitue donc une seconde voie de recherche tout à fait complémentaire à celle présentée dans ce document. Dans ce domaine, des études préliminaires portant d'une part sur la quantification d'un biomarqueur d'exposition aux métaux, les métallothionéines, chez le bivalve *Gafrarium tumidum*, et d'autre part sur la mise au point de bioessais utilisant des stades embryo-larvaires d'invertébrés (tels que l'oursin *Diadema setosum* notamment) ont été initiées en parallèle au travail présenté et devraient donc être poursuivies par la suite.

A terme, l'utilisation conjointe de ces deux grandes approches devrait ainsi permettre d'évaluer globalement la contamination des milieux côtiers par les métaux et leurs principaux effets biologiques en Nouvelle-Calédonie.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABSIL, M. C. P., M. BERNTSSEN, & L. J. A. GERRINGA, 1996. The influence of sediment, food and organic ligands on the uptake of copper by sediment-dwelling bivalves. Aquatic Toxicology 34: 13-29.
- AGADI, V. V., N. B. BHOSLE, & A. G. UNTAWALE, 1978. Metal concentration in some seaweeds of Goa. Botanica Marina 21: 247-250.
- AL-AMOUDI, O. A. & M. E. E. EL-NAGGAR, 1987. Distribution of heavy metals in a species of *Caulerpa* from Shauba, Saudi-Arabia. Microbios 52: 81-85.
- ALLEN, G. R. & R. STEENE, 1994. Indo-Pacific Coral Reef Field Guide. *Tropical Reef Research*, Singapore, 378 p.
- AMADO FILHO, G. M., L. R. ANDRADE, C. S. KAREZ, M. FARINA, & W. C. PFEIFFER, 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Environmental Research 48: 213-224.
- AMADO FILHO, G. M., L. R. ANDRADE, R. P. REIS, W. BASTOS, & W. C. PFEIFFER, 1997a. Heavy metal concentrations in seaweed species from the Abrolhos Reef region, Brazil. Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium 2: 1843-1846.
- AMADO FILHO, G. M., C. S. KAREZ, L. R. ANDRADE, Y. YONESHIGUE-VALENTIN, & W. C. PFEIFFER, 1997b. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. Ecotoxicology and Environmental Safety 37: 223-228.
- AMBATSIAN, P., F. FERNEX, M. BERNAT, C. PARRON, & J. LECOLLE, 1997. High metal inputs to closed seas: the New Caledonian lagoon. Journal of Geochemical Exploration 59: 59-74.
- AMIARD, J.-C., 1983. Les tests de toxicité sublétales : approches biochimiques et éthologiques. Océanis 9: 465-480.
- AMIARD, J.-C., B. BERTHET & C. METAYER, 1989. Importance relative des fluctuations analytiques, biologiques et écologiques dans la détermination de stratégies d'échantillonnage adaptées aux études de bioaccumulation des métaux. Journal de la Recherche Océanographique 1: 53-57.
- AMIARD, J.-C., 1992. Bioavailability of sediment-bound metals for benthic aquatic organisms. In: J.P. Vernet Ed., *Impact of Heavy Metals on the Environment*, Elsevier, p. 183-202.
- AMIARD, J.-C., 1999. Perspectives de recherches en écotoxicologie et chimie marines. *16^{ième} Forum des Jeunes Océanographes de France*, Marseille, France, 3 p.
- AMIARD, J.-C. & R. P. COSSON, 1997. Les métallothionéines. In: L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard & F. Ramade [eds.], *Biomarqueurs en écotoxicologie : Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, p. 53-66.
- AMIARD, J.-C., H. ETTAJANI, A. Y. JEANTET, C. BALLAN-DUFRANCAIS, & C. AMIARD-TRIQUET, 1995. Bioavailability and toxicity of sediment-bound lead to a filter-feeder bivalve *Crassostrea gigas* (Thunberg). Biometals 8: 280-289.
- AMIARD-TRIQUET, C., S. ALTMANN, J. C. AMIARD, J.-C. BALLAN-DUFRANCAIS, P. BAUMARD, H. BUDZINSKI, C. CROUZET, P. GARRIGUES, E. HIS, A. Y. JEANTET, R. MENASRIA, P. MORA, C. MOUNEYRAC, J. F. NARBONNE, & J. F. PAVILLON, 1998. Fate and effects of micropollutants in the Gironde Estuary, France: a multidisciplinary approach. Hydrobiologia 374: 259-279.
- AMIARD-TRIQUET, C., C. METAYER, & J.-C. AMIARD, 1984. Technical recommendations for studying the biogeochemical cycle of trace metals. Revue Internationale d'Océanographie Médicale Tomes LXXIII-LXXIV: 27-34.
- ANDRAL, B. & STANISIERE, J.-Y., 1999. Réseau Intégrateurs Biologiques RINBIO : Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 1998. Rapport IFREMER, DEL / TL / 99-038, Toulon, 46 pp. + Annexes.
- AUGIER, H., J. D'ORSO, I. GUILLON-COTTARD, N. LE TALLEC, & G. RAMONDA, 1999. Variation of heavy metal contents of the green alga *Caulerpa taxifolia* (VAHL) C. agardh in its area of expansion in the French Mediterranean Sea. Toxicological and Environmental Chemistry 73: 207-219.
- AVELAR, W. E. P., F. L. M. MANTELATTO, A. C. TOMAZELLI, D. M. L. SILVA, T. SHUHAMA, & J. L. C. LOPES, 2000. The marine mussel *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) as an indicator of contamination by heavy metals in the Ubatuba Bay, Sao Paulo, Brazil. Water Air and Soil Pollution 118: 65-72.
- BALDWIN, I. G. & K. J. M. KRAMER, 1994. Biological Early Warning Systems (BEWS). In: K. J. M. Ed. Kramer [ed.], *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 1-23.
- BALDWIN, S. & W. MAHER, 1997. Spatial and temporal variation of selenium concentration in five species of intertidal Molluscs from Jervis Bay, Australia. Marine Environmental Research 44: 243-262.
- BARON, J., 1992. Bivalves d'intérêt économique et peuplements benthiques associés sur les substrats meubles intertidaux de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat, Université d'Aix Marseille II, 301 p.

- BARON, J. & J. CLAVIER, 1992a. Effects of environmental factors on the distribution of the edible bivalves *Atactodea striata*, *Gafrarium tumidum* and *Anadara scapha* on the coast of New Caledonia (SW Pacific). Aquatic Living Resources 5: 107-114.
- BASTIDAS, C. & E. GARCIA, 1999. Metal content on the reef coral *Porites astreoides*: an evaluation of river influence and 35 years of chronology. Marine Pollution Bulletin 38: 899-907.
- BELL, P. R. F., 1991. Status of eutrophication in the Great Barrier Reef lagoon. Marine Pollution Bulletin 23: 89-93.
- BELLAN, G., G. DESROSIERS, & A. WILLSIE, 1988. Use of an Annelid Pollution Index for monitoring a moderately polluted littoral zone. Marine Pollution Bulletin 19: 662-665.
- BINET, D. & T. BOËLY, 1981. Etude de l'impact du projet Norcal sur l'environnement marin de Nouvelle-Calédonie : phase 2 - A Etude préliminaire : 1. Etude bibliographique de l'impact d'une usine de traitement du minerai sur le zooplancton du lagon néo-calédonien. 2. Etude bibliographique de l'impact d'une usine de traitement du minerai sur les poissons et crustacés de Nouvelle-Calédonie. ORSTOM, Paris, France.
- BIRD E. C. F., DUBOIS J. P., & ILTIS J., 1984. The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. Tokyo, United Nations University, Publ. NRTS 25/UNUP 505, 53 pp.
- BLACKMORE, G., 1998. An overview of trace metal pollution in the coastal waters of Hong Kong. Science of the Total Environment 214: 21-48.
- BLANDIN, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bull. Ecol. 17: 215-307.
- BOALCH, R. S. CHAN, & D. TAYLOR, 1981. Seasonal variation in the trace metal content of *Mytilus edulis*. Marine Pollution Bulletin 12: 276-280.
- BÖHM, E. L., 1972. Concentration and distribution of Al, Fe, and Si in the calcareous alga *Halimeda opuntia*. Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie 57: 631-636.
- BÖHM, E. L., 1973. Composition and calcium binding properties of the water soluble polysaccharides in the calcareous alga *Halimeda opuntia* (L.) (Chlorophyta, Udoteaceae). Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie 58: 117-126.
- BOK, C. S. & W. M. KEONG, 1976. Heavy metals in marine biota from coastal waters around Singapore. Journal of the Singapore National Academy of Science 5: 47-53.
- BOROWITZKA, M. A. & A. W. D. LARKUM, 1977. Calcification in the green alga *Halimeda*. I. An ultrastructure study of thallus development. Journal of Phycology 13: 6-16.
- BOS, O., 1998. Biodiversité du macrobenthos d'une baie sous influence anthropique (Nouméa, Nouvelle-Calédonie). Rapport de MSc, Université de Gröningue. 38 pp. + Annexes.
- BOSS, C. B. & K. J. FREDEEN, 1999. Concepts, Instrumentation, and Techniques in Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry. Perkin-Elmer Corporation, 90 pp. + Annexes.
- BOUCHET, P., 1994. Atelier Biodiversité récifale : Expédition Montrouzier Touho-Koumac, 23 août-5 novembre 1993. Rapports de Mission "Sciences de la Mer", Biologie Marine, ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 63 pp.
- BOUCHET, P., HEROS, V., LABOUTE, P., LE GOFF, A., LOZOUET, P., MAESTRATI, P., & RICHER DE FORGES, B., 2001. Atelier Biodiversité LIFOU 2000 : grottes et récifs coralliens. Rapports de Mission "Sciences de la Mer", Biologie Marine, IRD Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- BOUCHET, P., P. LOZOUET, P. MAESTRATI, & V. HEROS, 2002. Assessing the magnitude of species richness in tropical marine environments: exceptionally high numbers of molluscs at a New Caledonia site. Biological Journal of the Linnean Society 75: 421-436.
- BOURGOIN, B. P., M. J. RISK, R. D. EVANS, & R. J. CORNETT, 1991. Relationships between the partitioning of lead in sediments and its accumulation in the marine mussel, *Mytilus edulis* near a lead smelter. Water Air and Soil Pollution 57-8: 377-386.
- BOYDEN, C. R., 1977. Effect of size upon metal content of shellfish. Journal of Marine Biology Assessment U.K. 57: 675-714.
- BOYDEN, C. R. & D. J. H. PHILLIPS, 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. Marine Ecology-Progress Series 5: 29-40.
- BREAU, L., 1998. Extractions séquentielles et analyses de métaux dans une carotte de sédiments lagonaires datée: mise en évidence de l'évolution des apports terrigènes liée aux activités humaines au cours du dernier siècle. Rapport de D.E.A., Université de la Méditerranée, 53 pp. + Annexes.
- BREAU, L., 1999. Etude préliminaire sur la bioaccumulation du nickel, du chrome et du cobalt chez trois espèces lagonaires : *Gafrarium tumidum*, *Hyrtios reticulata* et *Chaetodon speculum*. Rapport d'activités, Programme ECOTROPE, 40 pp.
- BREAU, L., 2003. Etude de la bioaccumulation des métaux dans quelques espèces marines tropicales : Recherche de bioindicateurs de contamination et application à la surveillance de l'environnement côtier dans le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat de l'Université de La Rochelle, 318 p. + Annexe.
- BROWN, B. E., 1987. Heavy metals pollution on coral reefs. In: Salvat B. (Ed.), *Human Impacts on Coral Reefs: Facts and Recommendations*. Antenne Museum E.P.H.E., French Polynesia, pp. 119-134.

- BROWN, B. E. & M. C. HOLLEY, 1982. Metal levels associated with tin dredging and smelting and their effect upon intertidal reef flats at Ko Phuket, Thailand. Coral Reefs 1: 131-137.
- BROWN, B. E. & A. J. KUMAR, 1990. Temporal and spatial variations in iron concentrations of tropical bivalves during a dredging event. Marine Pollution Bulletin 21: 118-123.
- BRYAN, G. W. & L. G. HUMMERSTONE, 1973. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in South-West England. Journal of Marine Biology Assessment U.K. 53: 705-720.
- BUJAN, S., C. GRENZ, R. FICHEZ, & P. DOUILLET, 2000. Evolution saisonnière du cycle biogéochimique dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie : application d'un modèle compartimental. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris. Série 3 : Sciences de la Vie. 323: 225-233.
- BURDON-JONES, C., G. R. W. DENTON, G. B. JONES, & K. A. MCPHIE, 1975. Metals in marine organisms. Part 1 : Baseline survey. Progress report to the Water Qual. Council, Dept. Local Govt., Queensland 4000, Australia.
- BURDON-JONES, C., G. R. W. DENTON, G. B. JONES, & K. A. MCPHIE, 1982. Regional and seasonal variations of trace metals in tropical Phaeophyceae from North Queensland. Marine Environmental Research 7: 13-30.
- BURGEOT, T. & F. GALGANI, 1994. La surveillance des effets biologiques de polluants sur les côtes françaises. Océanis 20: 79-88.
- BURTON JR., G. A., 1999. Realistic assessments of ecotoxicity using traditional and novel approaches. Aquatic Ecosystem Health and Management 2: 1-8.
- BUSTAMANTE, P., C. GARRIGUE, L. BREAU, F. CAURANT, W. DABIN, J. GREAVES, & R. DODEMONT, 2003. Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). Environmental Pollution 124: 263-271.
- BUSTAMANTE, P., S. GRIGIONI, R. BOUCHER-RODONI, F. CAURANT, & P. MIRAMAND, 2000. Bioaccumulation of 12 trace elements in the tissues of the Nautilus *Nautilus macromphalus* from New Caledonia. Marine Pollution Bulletin 40: 688-696.
- CAIN, D. J. & S. N. LUOMA, 1990. Influence of seasonal growth, age, and environmental exposure on Cu and Ag in a bivalve indicator, *Macoma balthica*, in San-Francisco Bay. Marine Ecology-Progress Series 60: 45-55.
- CAMPOS, N. H., 1988. Selected bivalves for monitoring of heavy metal contamination in the Colombian Caribbean. In: Seeliger U. et al (Eds.), *Metals in coastal environments of Latin America*, Springer-Verlag, pp. 270-275.
- CESA F., 1998. Etude de la variabilité spatiale de la biodiversité des fonds meubles d'un herbier du lagon de Nouvelle-Calédonie. Conservation de la biodiversité en milieu tropical. Rapport de DESS, Université de Nice-Sophia Antipolis, 89 p.
- CHAPMAN, P. M., 1985. Effects of gut sediment contents on measurements of metal levels in benthic Invertebrates - a cautionary note. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 35: 345-347.
- CHAPMAN, P. M., 1995. Ecotoxicology and Pollution - Key Issues. Marine Pollution Bulletin 31: 167-177.
- CHAPMAN, P. M., 2002. Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. Marine Pollution Bulletin 44: 7-15.
- CHAPMAN, P. M., R. N. DEXTER, & L. GOLDSTEIN, 1987b. Development of Monitoring Programmes to assess the long-term health of aquatic ecosystems - A model from Puget Sound, USA. Marine Pollution Bulletin 18: 521-527.
- CHAPMAN, P. M., R. N. DEXTER, & E. R. LONG, 1987a. Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community structure (the Sediment Quality Triad) in San Fransisco Bay. Marine Ecology-Progress Series 37: 75-96.
- CHAPMAN, P. M. & E. R. LONG, 1983. The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. Marine Pollution Bulletin 14: 81-84.
- CHAPMAN, P. M., M. D. PAINE, A. D. ARTHUR, & L. A. TAYLOR, 1996. A Triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. Marine Pollution Bulletin 32: 47-64.
- CHAPMAN, P. M., F. Y. WANG, C. JANSSEN, G. PERSOONE, & H. E. ALLEN, 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 2221-2243.
- CHARDY, P., C. CHEVILLON, & J. CLAVIER, 1988. Major benthic communities of the south-west lagoon of New Caledonia. Coral Reefs 7: 69-75.
- CHARDY, P. & J. CLAVIER, 1988. Biomass and trophic structure of the macrobenthos in the South-West lagoon of New Caledonia. Marine Biology 195-202.
- CHAVE, K. E. & BUDDEMEIER, R. W., 1977. A comparative investigation involving coral reef ecosystems in Hawaii and New Caledonia. Report to the National Science Foundation U.S. - France Programme, 21 pp.
- CHERBONNIER, G., 1980. Holothuries de Nouvelle-Calédonie. Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris 4 (2): 615-667.

- CHERBONNIER, G. & J.-P. FERAL, 1984a. Les holothuries de Nouvelle-Calédonie. Deuxième contribution. 1-Synallactidae et Holothuriidae. Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris 4 (6): 659-700.
- CHEUNG, Y. H. & M. H. WONG, 1992. Comparison of trace metal contents of sediments and mussels collected within and outside Tolo Harbor, Hong-Kong. Environmental Management 16: 743-751.
- CHEUNG, Y. H. & M. H. WONG, 1997. Depuration and bioaccumulation of heavy metals by clams from Tolo Harbour, Hong Kong. Toxicological and Environmental Chemistry 58: 103-116.
- CHEVILLON, C. & B. RICHER DE FORGES, 1988. Sediments and bionomic mapping on soft bottoms in the South-Western lagoon of New Caledonia. In: Choat J.H. *et al.* (Ed.), *Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium*, Townsville, Australia, pp. 589-594.
- CHEVILLON, C., 1996. Skeletal composition of modern lagoon sediments in New Caledonia : coral, a minor constituent. Coral Reefs 15: 199-207.
- CHU, K. H., W. M. CHEUNG, & S. K. LAU, 1990. Trace metals in bivalves and sediments from Tolo Harbor, Hong- Kong. Environment International 16: 31-36.
- CLAISSE, D. & D. COSSA, 1999. Historique et bilan général de la surveillance RNO dans les organismes marins. RNO : 25 ans de surveillance du milieu marin. Actes du colloque, 27-28 octobre 1999, Centre IFREMER de Nantes, p. 56-62.
- CLAVIER, J., J. BARON, & Y. LEFORT, 1989. Etude des bivalves dans le lagon de Nouvelle-Calédonie : état d'avancement des travaux au 30 novembre 1989. *Sciences de la Mer, Biologie Marine, Conventions*, ORSTOM, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 31 p.
- CLAVIER, J., W. BOUR, C. CHEVILLON, P. DOUILLET, C. GARRIGUE, M. KULBICKI, & B. RICHER DE FORGES, 1995b. Programme Lagon : connaissance et mise en valeur du lagon de Nouvelle Calédonie - Le bilan -. ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- CLAVIER, J. & LABOUTE, P., 1987. Connaissance et mise en valeur du lagon Nord de Nouvelle-Calédonie : premiers résultats concernant le Bivalve Pectinidé *Amusium japonicum balloti* (étude bibliographique, estimation de stock et données annexes). ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- CLAVIER, J., P. LABOUTE, & Y. LEFORT, 1990. Connaissance et mise en valeur du lagon nord de Nouvelle Calédonie : campagne d'échantillonnage du stock d'*Amusium japonicum balloti* du 14 au 25 mai 1990. *Sciences de la Mer, Biologie Marine, Rapports de Missions*, ORSTOM, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 33 p.
- CLAVIER, J., P. CHARDY, & C. CHEVILLON, 1995a. Sedimentation of particulate matter in the south-west lagoon of New Caledonia : spatial and temporal patterns. Estuarine, Coastal and Shelf Science 281-294.
- COLIN, P. L. & C. ARNESON, 1995. Tropical Pacific Invertebrates: A field guide to the marine Invertebrates occurring on tropical Pacific coral reefs, seagrass beds and mangroves. The Coral Reefs Research Foundation, Coral Reef Press, Beverly Hills, California, USA, 296 p.
- CONAND, C., 1989. Les Holothuries Aspidochirotés du lagon de Nouvelle-Calédonie. Biologie, écologie et exploitation. *Etudes & Thèses* ORSTOM, Paris., 393 p.
- CONAND, C., 1994. Les holothuries, ressource halieutique des lagons. *Rapports Scientifiques & Techniques, Sciences de la Mer, Biologie Marine*, IRD Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 86 p.
- CONAND, C., P. CHABANET, J. P. QUOD, & L. BIGOT, 1997. Manuel méthodologique pour le suivi de l'état de santé des récifs coralliens du sud-ouest de l'Océan Indien. Commission de l'Océan Indien (C.O.I) / Programme Régional Environnement.
- CONAND, C. & P. CHARDY, 1985. Les holothuries Aspidochirotés du lagon de Nouvelle-Calédonie sont-elles de bons indicateurs des structures récifales ? MNHN EPHE, Moorea, Polynésie Française, pp. 291-296.
- COSSA, D., E. BOURGET, D. POULIOT, J. PIUZE, & J. P. CHANUT, 1980. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. Marine Biology 58: 7-14.
- COSSA, D., 1989. A review of the use of *Mytilus* spp as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. Oceanologica Acta 12: 417-432.
- COSSA, D., ABARNOU, A., ANDRAL, B., BOUGRIER, S., BUESTEL, D., CLAISSE, D., HATT, P. J., & STANISIÈRE, J. Y., 1998. De l'usage de la méthode des transplants de moules pour le suivi de la contamination chimique le long des côtes méditerranéennes françaises. *Groupe de travail RINBIO, Compte-rendu et recommandations de l'atelier RINBIO*, 19 et 20 Janvier 1997, Centre IFREMER de Nantes, Rapport DEL/PC, RA 708, 72 pp. + Annexes.
- COSSON, R. P., C. AMIARD-TRIQUET, & J.-C. AMIARD, 1991. Metallothioneins and detoxification. Is the use of detoxication protein for MTs a language abuse? Water, Air, and Soil Pollution 57-58: 555-567.
- CRISTIANI, G., 1979. Espèces indicatrices de pollution littorale par les métaux lourds au débouché d'un émissaire urbain. Vie Marine 1: 38-51.
- CROSBY, M. P. & L. D. GALE., 1990. A review and evaluation of bivalve condition index methodologies with a suggested standard method. Journal of Shellfish Research 9: 233-237.

- DANDONNEAU, Y., F. DUGAS, P. FOURMANOIR, Y. MAGNIER, F. ROUGERIE, & J.-P. DEBENAY, 1981. Le lagon de la Grande Terre : présentation d'ensemble, sédimentologie et hydrologie du sud-ouest. *In* : Anonyme [ed.], *Atlas de la Nouvelle-Calédonie et dépendances* Editions ORSTOM, Paris. Planche 8.
- DE KOCK, W. C. & K. J. M. KRAMER 1994. Active Biomonitoring (ABM) by translocation of bivalve molluscs. *In*: K.J.M. Kramer [ed.], *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 51-78 + Annexe.
- DEBENAY, J.-P., 1985. Recherches sur la sédimentation actuelle et les thanatocoenoses des foraminifères de grande taille dans le lagon sud-ouest et sur la marge insulaire sud de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Aix-Marseille II.
- DENTON, G. R. W. & C. BURDON-JONES, 1986a. Trace metals in algae from the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 17: 98-107.
- DENTON, G. R. W. & C. BURDON-JONES, 1986b. Trace metals in corals from the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 17: 209-213.
- DIKSTRA, H. H., B. RICHER DE FORGES, J. CLAVIER, & Y. LEFORT, 1989. Pectinidés des fonds meubles dans les lagons de Nouvelle-Calédonie et des Chesterfield : 1. Présentation et répartition géographique des espèces = Pectinidae found on the soft bottom of the New Caledonian and Chesterfield lagoons : 1. Presentation and geographical distribution of the species. *Rossiniana* 21-24.
- DIKSTRA, H. H., B. RICHER DE FORGES, J. CLAVIER, & Y. LEFORT, 1990a. Pectinidés des fonds meubles dans les lagons de Nouvelle-Calédonie et des Chesterfield : 2. Systématique et biogéographie = Pectinidae found on the soft bottom of the New Caledonian and Chesterfield lagoons : 2. Systematic and biogeography. *Rossiniana* 3-10.
- DODGE, R. E., T. D. JICKELLS, H. KNAP, S. BOYD, & R. P. M. BAK, 1984. Reef-building coral skeletons as chemical pollution (phosphorus) indicators. *Marine Pollution Bulletin* 15: 178-187.
- DOLGUSHINA, I. V., O. V. MAKSIMOVA, & G. N. SAENKO, 1995. Marine vegetation of the Seychell Islands and concentration function of trace elements. *Okeanologiya* 35: 246-251.
- DOUGHERTY, G., 1988. Heavy metal concentrations in bivalves from Fiji's coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 19: 81-84.
- DOUILLET, P., 1998. Tidal dynamics of the south-west lagoon of New Caledonia : observations and 2D numerical modelling. *Oceanologica Acta* 21: 69-79.
- DOUILLET, P., S. OUILLOU, & E. CORDIER, 2001. A numerical model for fine suspended sediment transport in the southwest lagoon of New Caledonia. *Coral Reefs* 20, 361-372.
- DUBINSKY, Z. & N. STAMBLER, 1996. Marine Pollution and Coral Reefs. *Global Change Biology* 2: 511-526.
- DUHET, D., 1992. Les métaux dans l'environnement marin de la Nouvelle-Calédonie : recherche bibliographique, essai de synthèse, perspectives de recherches. Document de travail ORSTOM, 128 pp.
- DULYMAMODE, R., N. SUKHOO, & I. BHUGUN, 2001. Evaluation of *Padina boergesenii* (Phaeophyceae) as a bioindicator of heavy metals: some preliminary results from Mauritius. *South African Journal of Botany* 67: 460-464.
- EDGINGTON, D. W., S. A. GORDON, M. N. THOMMES, & L. R. ALMODOVAR, 1970. The concentration of radium, thorium, and uranium by tropical marine algae. *Limnology & Oceanography* 15: 945-955.
- EERTMAN, R. H. M. & A. D. ZWANN, 1994. Survival of the Fittest: Resistance of mussels to aerial exposure. *In*: K. J. M. Kramer [ed.], *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 269-282 + Annexe.
- ENGDAHL, S., F. MAMBOYA, M. MTOLERA, A. SEMESI, & M. BJÖRK, 1998. The brown macroalgae *Padina boergesenii* as an indicator of heavy metal contamination in the Zanzibar channel. *Ambio* 27: 694-700.
- ENGLISH, S., C. WILKINSON, & V. BAKER, 1994. Survey manual for tropical marine resources. ASEAN-Australia Marine Science Project, AIMS. Townsville, Australia, 368 pp.
- ESSLEMONT, G., 2000. Heavy metals in seawater, marine sediments and corals from the Townsville section, Great Barrier Reef Marine Park, Queensland. *Marine Chemistry* 71: 215-231.
- FERAL, J.-P. & G. CHERBONNIER, 1986. Les Holothuries. *In*: A. Guille, P. Laboute, & J.-L. Menou [eds.], *Guide des étoiles de mer, oursins et autres échinodermes du lagon de Nouvelle-Calédonie*. ORSTOM, Paris, p. 55-107.
- FERNANDEZ, J. M., L. BREAU, R. FICHEZ, & C. BADIE, 2002. Evidence of human induced environmental alteration : preliminary results from the study of sedimentary records in the bay of Sainte Marie, New Caledonia. *In*: Fernandez J.M. & Fichez R. (Eds.), *Environmental Changes and Radioactivity Tracers*, Noumea (New Caledonia), IRD Editions, France.
- FERNANDEZ, J. M., L. BREAU, G. HANCOCK, C. CHEVILLON, M. CABON, & C. BADIE. Evidence of human-induced environmental alteration: opencast mining and deforestation effects in the bay of Sainte-Marie, New Caledonia. *in prep. a.*

- FERNANDEZ, J. M., C. CHEVILLON, P. DOUILLET, R. FICHEZ, & L. BREAU. Terrigenous particulate matter inputs in a high island coral reef lagoon environments : evidence of the extension of open cast mining environmental modifications (Ste Marie Bay, New Caledonia). *in prep. b.*
- FICHEZ, R., M. ADJEROUD, B. BELIAEFF, Y. M. BOZEC, L. BREAU, Y. CHANCERELLE, C. CHEVILLON, P. FROUIN, M. KULBICKI, T. PEREZ, P. SASAL, J. THÉBAULT, & J. P. TORRÉTON. Selected indicators of major anthropogenic inputs effects in coral reef and lagoon systems. *Aquatic Living Resource* soumis.
- FICHEZ, R., S. CHIFFLET, P. DOUILLET, P. GÉRARD, S. BUJAN, N. BENSOUSSAN, J. C. ROMANO, & J. P. TORRÉTON. The effect of terrigenous and anthropogenic inputs on the spatial and temporal variability of water chemistry in a coral reef lagoon ecosystem (New Caledonia). *in prep.*
- FISCHER, H., 1988. *Mytilus edulis* as a quantitative indicator of dissolved cadmium - Final study and synthesis. *Marine Ecology-Progress Series* 48: 163-174.
- FLAMMANG, P., M. WARNAU, A. TEMARA, D. J. W. LANE, & M. JANGOUX, 1997. Heavy metals in *Diadema setosum* (Echinodermata, Echinoidea) from Singapore coral reefs. *Journal of Sea Research* 38: 35-45.
- FOUREST, E. & B. VOLESKY, 1997. Alginate properties and heavy metal biosorption by marine algae. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 67: 215-226.
- FREI, E. & R. D. PRESTON, 1964. Non-cellulosic structural polysaccharides in algal cell walls. I. Xylans in Siphonaceous green algae. *Proc. Roy. Soc. London B.* 160: 293-313.
- FRIAS-ESPERICUETA, M. G., J. I. OSUNA-LOPEZ, & F. PAEZ-OSUNA, 1999. Gonadal maturation and trace metals in the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis*: seasonal variation. *Science of the Total Environment* 231: 115-123.
- GABRIE, C., 1998. L'état des récifs coralliens en France Outre-Mer. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Secrétariat d'Etat à l'Outre-Mer, Paris, France, 136 pp.
- GALGANI, F., G. BOCQUENÉ, P. TRUQUET, T. BURGEOT, J. F. CHIFFOLEAU, & D. CLAISSE, 1992. Monitoring of pollutant biochemical effects on marine organisms of the French Coasts. *Oceanologica Acta* 15: 355-364.
- GANESAN, M. & L. KANNAN, 1995. Iron and manganese concentrations in seawater, sediment and marine algae of Tucorin coast, southeast coast of India. *Indian Journal of Marine Sciences* 24: 236-237.
- GANESAN, M., R. KANNAN, K. RAJENDRAN, C. GOVINDASAMY, P. SAMPATHKUMAR, & L. KANNAN, 1991. Trace metals distribution in seaweeds of the Gulf of Mannar, Bay of Bengal. *Marine Pollution Bulletin* 22: 205-207.
- GARRIGUE, C., 1985. Répartition et production organique et minérale de macrophytes benthiques du lagon de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier, USTL.
- GARRIGUE, C., 1987. Les macrophytes benthiques du lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie (cartes des principaux groupements). *Rapports Scientifiques et Techniques "Sciences de la Mer", Biologie Marine*, ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 46 p.
- GARRIGUE, C., 1991. Biomass and production of two *Halimeda* species in the Southwest new-caledonian lagoon. *Oceanologica Acta* 14: 581-587.
- GARRIGUE, C. & R. T. TSUDA, 1988. Catalog of marine benthic algae from New Caledonia. *Micronesica* 21: 53-70.
- GAY, D. & W. MAHER, 2003. Natural variation of copper, zinc, cadmium and selenium concentrations in *Bembicium nanum* and heir potential use as a biomonitor of trace metals. *Water Research* 37: 2173-2185.
- GEORGE, S. G. & P.-E. OLSSON, 1994. Metallothioneins as indicators of trace metal pollution. *In: K. J. M. Kramer [Ed.], Biomonitoring of coastal waters and estuaries*, CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 151-171 + Annexe.
- GIBBS, P. E. & G. W. BRYAN, 1994. Biomonitoring of tributyltin (TBT) pollution using the imposex response of neogastropods molluscs. *In: K. J. M. Kramer [Ed.], Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 205-222 + Annexe.
- GLEDHILL, M., M. T. BROWN, M. NIMMO, R. MOATE, & S. J. HILL, 1998. Comparison of techniques for the removal of particulate material from seaweed tissue. *Marine Environmental Research* 45: 295-307.
- GLYNN, P. W., A. M. SZMANT, E. F. CORCORAN, & S. V. COFER-SHABICA, 1989. Condition of coral reef cnidarians from the northern Florida reef tract: pesticides, heavy metals, and histopathological examination. *Marine Pollution Bulletin* 20: 568-576.
- GNASSIA-BARELLI, M., R. LEMEE, D. PESANDO, & M. ROMEO, 1995. Heavy metal distribution in *Caulerpa taxifolia* from the North-Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 30: 749-755.
- GOLDBERG, E. D., 1975. The mussel watch - a first step in global monitoring. *Marine Pollution Bulletin* 6: 111.

- GOLDBERG, E. D., V. T. BOWEN, J. W. FARRINGTON, G. HARVEY, J. H. MARTIN, P. L. PARKER, R. W. RISEBROUGH, W. ROBERSTON, E. SCHNEIDER, & E. GAMBLE., 1978. The Mussel Watch. Environ. Conservation 5: 101-125.
- GOMEZ, E. D., P. M. ALINO, H. T. YAP, & W. Y. LICUANAN, 1994. A review of the status of Philippine reefs. Marine Pollution Bulletin 29: 62-68.
- GORDON, M., G. A. KNAUER, & J. H. MARTIN, 1980. *Mytilus californianus* as a bioindicator of trace metal pollution: variability and statistical considerations. Marine Pollution Bulletin 11: 195-198.
- GRASSHOFF M. & BARGIBANT, G., 2001. Les Gorgones des récifs coralliens de Nouvelle-Calédonie/Coral reef Gorgonians of New Caledonia. Collection Faune Tropicale, IRD, Paris, 335 pp.
- GRAY, J. S. & F. B. MIRZA, 1979. A possible method for detecting pollution-induced-disturbance on marine benthic communities. Marine Pollution Bulletin 10: 142-146.
- GUARY, J. C. & A. FRAIZIER, 1977. Influence of trophic level and calcification on the uptake of plutonium observed *in situ* in marine organisms. Health Phys. 32: 21-28.
- GUILLE, A., LABOUE, P. & MENOUE, J-L., 1986. Guide des étoiles de mer, oursins et autres échinodermes du lagon de Nouvelle-Calédonie. Collection Faune Tropicale, ORSTOM, Paris, 238 pp.
- GUIMARAES, J. R. D., L. D. LACERDA, & V. L. TEIXEIRA, 1982. Concentração de metais pesados em algas bentônicas da Baía Da Ribeira, Angra Dos Reis, com sugestao de especies monitoras. Revista Brasileira de Biologia 42: 553-557.
- GUTIERREZ, X. J., J. BONILLA, & B. GAMBOA, 1990. Composicion quimica de macroalgas representativas de la region nor-oriental de Venezuela. Bol. Instituto Oceanografico Universidad de Oriente 29: 103-131.
- GUZMAN, H. M. & C. E. JIMENEZ, 1992. Contamination of coral reefs by heavy metals along the Caribbean coast of Central America. Marine Pollution Bulletin 24: 554-561.
- HAN, B. C., W. L. JENG, T. C. HUNG, & M. Y. WEN, 1996. Relationship between copper speciation in sediments and bioaccumulation by marine bivalves of Taiwan. Environmental Pollution 91: 35-39.
- HANNA, R. G. & G. L. MUIR, 1990. Red Sea corals as biomonitors of trace metal pollution. Environmental Monitoring and Assessment 14: 211-222.
- HANSEN, I. V., J. M. WEEKS, & M. H. DEPLEDGE, 1995. Accumulation of copper, zinc, cadmium and chromium by the marine sponge *Halichondria panicea* Pallas and the implications for biomonitoring. Marine Pollution Bulletin 31: 133-138.
- HAUG, A. & O. SMIDSRØD, 1970. Selectivity of some anionic polymers for divalent metal ions. Acta Chem. Scand. 24: 843-854.
- HAWKINS, C. M. & T. W. ROWELL, 1987. The importance of cleansing in the calculation of condition index in the soft-shell clam, *Mya arenaria* (L.). Journal of Shellfish Research 6: 85-88.
- HO, Y. B., 1987. Metals in 19 intertidal macroalgae in Hong Kong waters. Marine Pollution Bulletin 18: 564-566.
- HO, Y. B., 1990. *Ulva lactuca* as bioindicator of metal contamination in intertidal waters in Hong Kong. Hydrobiologia 203: 73-81.
- HODGSON, G., 1999. A global assessment of human effects on coral reefs. Marine Pollution Bulletin 38: 345-355.
- HOWARD, L. S. & B. E. BROWN, 1984. Heavy metals and reef corals. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 22: 195-210.
- HUBER, M. E., 1994. An assessment of the status of the coral reefs of Papua New Guinea. Marine Pollution Bulletin 29: 69-73.
- HUGHES, T. P., 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. Science 265: 1547-1551.
- HUGHES, T. P. & J. H. CONNELL, 1999. Multiple stressors on coral reefs: a long-term perspective. Limnology & Oceanography 44: 932-940.
- HUNG, T.-C., P.-J. MENG, B.-C. HAN, A. CHUANG, & C.-C. HUANG, 2001. Trace metals in different species of mollusca, water and sediments from Taiwan coastal area. Chemosphere 44: 833-841.
- HUNGSPREUGS, M. & C. YUANGTHONG, 1984. The present levels of heavy metals in some molluscs of the Upper Gulf of Thailand. Water, Air, and Soil Pollution 22: 395-402.
- HUNTER, C. L. & C. W. EVANS, 1995. Coral reefs in Kaneohe Bay, Hawaii: two centuries of western influence and two decades of data. Bulletin of Marine Science 57: 501-515.
- HUNTER, C. L., M. D. STEPHENSON, R. S. TJEERDEMA, D. G. CROSBY, G. S. ICHIKAWA, J. D. GOETZL, K. S. PAULSON, D. B. CRANE, M. MARTIN, & J. W. NEWMAN, 1995. Contaminants in oysters in Kaneohe Bay, Hawaii. Marine Pollution Bulletin 30: 646-654.
- HUTCHINGS, P., C. PAYRI, & C. GABRIE, 1994. The current status of coral reef management in French Polynesia. Marine Pollution Bulletin 29: 26-33.
- HUTCHINGS, P. (Ed.), 1994. The Pacific Reefs: A Paradise lost? Marine Pollution Bulletin, Special Issue 29: 140 pp.

- JAFFE, R., C. A. FERNANDEZ, & J. ALVARADO, 1992. Trace metal analyses in octocorals by microwave acid digestion and graphite furnace atomic-absorption spectrometry. *Talanta* 39: 113-117.
- JAFFE, R., I. LEAL, J. ALVARADO, P. R. GARDINALI, & J. L. SERICANO, 1998. Baseline study on the levels of organic pollutants and heavy metals in bivalves from the Morrocoy National Park, Venezuela. *Marine Pollution Bulletin* 36: 925-929.
- JAMESON, S. C., M. V. ERDMAN, G. R. GIBSON JR, & K. W. POTTS, 2001a. Development of biological criteria for coral reef ecosystem assessment. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/owow/oceans/coral/biocrit> , 69 pp. + Annexes.
- JAMESON, S. C., M. V. ERDMANN, J. R. KARR, G. R. GIBSON, & K. W. POTTS, 2001b. Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of Coral Reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. *Bull. Mar. Sci.* 64 pp. + Annexes.
- JENG, M. S., W. L. JENG, T. C. HUNG, C. Y. YEH, R. J. TSENG, P. J. MENG, & B. C. HAN, 2000. Mussel Watch: a review of Cu and other metals in various marine organisms in Taiwan, 1991-98. *Environmental Pollution* 110: 207-215.
- JOANNOT, P., C. GIRAUDON, P. SIAPO, K. HENRIOT, R. FARMAN, F. DEVINCK, C. GARRIGUE, J.-L. DAUZON, L. ESCHENBRENER, & M. CARRIER, 2002. Rapport de la Nouvelle-Calédonie. In : Coral reefs in the Pacific: Status and monitoring, Resources and management/Les récifs coralliens du Pacifique : état et suivi, ressources et gestion. *Proceedings du Symposium régional de l'I.C.R.I. (International Coral Reef Initiative)*, 22-24 Mai 2000, Centre IRD de Nouméa, Nouvelle-Calédonie, pp. 209-217.
- JOIRIS, C. R. & M. I. AZOKWU, 1999. Heavy metals in the bivalve *Anadara (Senilia) senilis* from Nigeria. *Marine Pollution Bulletin* 38: 618-622.
- KAREZ, C. S., V. F. MAGALHAES, W. C. PFEIFFER, & G. M. AMADO FILHO, 1994. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environmental Pollution* 83: 351-356.
- KAREZ, C. S. & R. C. PEREIRA, 1995. Metal content in polyphenolic fractions extracted from the brown alga *Padina gymnospora*. *Botanica Marina* 38: 151-155.
- KESAVA RAO, C. & V. K. INDUSEKHAR, 1986. Manganese, zinc, copper, nickel and cobalt contents in sea water and seaweeds from Saurashtra coast. *Mahasagar-Bulletin of the National Institute of Oceanography* 19: 129-136.
- KHRISTOFOROVA, N. K. & N. N. BOGDANOVA, 1980. Mineral composition of seaweeds from coral islands of the Pacific Ocean as a function of environmental conditions. *Marine Ecology-Progress Series* 3: 25-29.
- KLUMPP, D. W. & C. BURDON-JONES, 1982. Investigations of the potential of bivalve molluscs as indicators of heavy metal levels in tropical marine waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 285-300.
- KOOP, K., D. BOOTH, A. BROADBENT, J. BRODIE, D. BUCHER, D. CAPONE, J. COLL, W. DENNISON, M. ERDMANN, & P. HARRISON, 2001. ENCORE: The Effect of Nutrient Enrichment on Coral Reefs. Synthesis of Results and Conclusions. *Marine Pollution Bulletin* 42: 91-120.
- KRAMER, K. J. M. [Ed.], 1994. Biomonitoring of coastal waters and estuaries. CRC Press, Boca Raton, FL.
- KRISHNA KUMARI, L., V. R. NAIR, & C. M. MORAES, 1992. Bio-accumulation of copper, zinc, iron and manganese in oyster *Saccostrea cucullata*, snail *Cerithium rubus* and clam *Tellina angulata* from the Bombay Coast. *Journal of Coastal Research* 8: 347-354.
- KUREISHY, T. W., 1991. Heavy metals in algae around the coast of Qatar. *Marine Pollution Bulletin* 22: 414-416.
- KUZNETSOV, A. P., V. N. LUKASHIN, & I. P. SHMELEV, 1989-1990. Concentrations of transition metals in zoobenthos of a gas-hydrate seep near Paramushir Island. *Oceanology* 29: 585-589.
- LABOY-NIEVES, E. N. & J. E. CONDE, 2001. Metal levels in eviscerated tissue of shallow-water deposit-feeding holothurians. *Hydrobiologia* 459: 19-26.
- LABROSSE, P., R. FICHEZ, R. FARMAN, & T. ADAMS, 2000. New Caledonia. In: C. Sheppard [Ed.], *Seas at the Millenium: an environmental evaluation*. Volume 2, Regional chapters: Indian Ocean to the Pacific. Pergamon, Amsterdam, pp. 723-736.
- LACERDA, L. D., V. L. TEIXEIRA, & J. R. D. GUIMARAES, 1985. Seasonal variation of heavy metals in seaweeds from Conceição (R.J.), Brazil. *Botanica Marina* 28: 339-343.
- LAGADIC, L., T. CAQUET, & J.-C. AMIARD, 1997a. Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. In : L. Lagadic, T. Caquet, J. C. Amiard & F. E. Ramade [Eds.], *Biomarqueurs en écotoxicologie : Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, pp. 1-9.
- LAGADIC, L., T. CAQUET, & J.-C. AMIARD, 1997b. Conclusion. Intérêt d'une approche multiparamétrique pour le suivi de la qualité de l'environnement. In : L. Lagadic, T. Caquet, J. C. Amiard & F. E. Ramade [Eds.], *Biomarqueurs en écotoxicologie : Aspects fondamentaux*. Masson, Paris, p. 393-401.
- LAGADIC, L., T. CAQUET, J.-C. AMIARD, & F. RAMADE, 1998. Utilisation des Biomarqueurs pour la Surveillance de la Qualité de l'Environnement. Lavoisier, Paris.

- LARCOMBE P., O'CALLAGHAN J., RIDD P., CHEVILLON C., DOUILLET P., OUILLOIN S, FICHEZ R. Sediment transport in a sheltered tropical embayment, Dumbea Bay, New Caledonia: implications for sediment dispersal. Estuarine, Coastal & Shelf Science, in prep.
- LAUNAY, J., 1972. La sédimentation en Baie de Dumbéa (côte ouest - Nouvelle-Calédonie). Cahiers ORSTOM, série Géol. 4: 25-51.
- LAUNAY, J. & J.-J. TRESCASES, 1968. Analyse chimique des sols ferrallitiques et des sédiments marins de Nouvelle-Calédonie. ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- LAUNAY, J., J.-J. TRESCASES, & A. MAREUIL, 1969. Analyse chimique des roches altérées, des sols ferrallitiques et des sédiments marins de Nouvelle-Calédonie. ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- LAWRENCE, D. R. & G. I. SCOTT, 1982. The determination and use of condition index of oysters. Estuaries 5: 23-27.
- LEFORT, Y., 1991. Etude des populations de pectinidés du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat, 235 pp.
- LEFORT, Y. & J. CLAVIER, 1992. Etudes des populations de bivalves pectinidés dans le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. *Sciences de la Mer, Biologie Marine, Conventions*. ORSTOM, Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 84 pp.
- LEFORT, Y. & J. CLAVIER, 1994. Reproduction of *Annachlamys flabellata*, *Comptopallium radula* and *Mimachlamys gloriosa* (Mollusca : Pectinidae) in the South-West lagoon of New Caledonia. Aquatic Living Resources 7: 39-46.
- LÉVÊQUE, C., 1996. Indicateurs biologiques et état de santé des écosystèmes aquatiques. In : C. Lévêque [Ed.], *Ecosystèmes Aquatiques*, Paris, pp. 147-152.
- LEVI, C., LABOUTE, P., BARGIBANT, G., & MENOUE, J-L., 1998. Sponges of the New Caledonian Lagoon. *Collection Faune Tropicale*, ORSTOM Paris, 214 pp.
- LIM, P. E., C. K. LEE, & Z. DIN, 1995. Accumulation of heavy metals by cultured oysters from Merbok Estuary, Malaysia. Marine Pollution Bulletin 31: 420-423.
- LIMA, N. R. W., L. D. LACERDA, W. C. PFEIFFER, & M. FISZMAN, 1986. Temporal and spatial variability in Zn, Cr, Cd and Fe concentrations in oyster tissues (*Crassostrea brasiliensis* Lamarck, 1819) from Sepetiba Bay, Brazil. Environmental Technology Letters 7: 453-460.
- LOBEL, P. B., 1986. Role of the kidney in determining the whole soft-tissue zinc concentration of individual mussels (*Mytilus edulis*). Marine Biology 92: 355-359.
- LOBEL, P. B., P. MOGIE, D. A. WRIGHT, & B. L. WU, 1982. Metal accumulation in four molluscs. Marine Pollution Bulletin 13: 170-174.
- LOBEL, P. B. & D. A. WRIGHT, 1982. Relationship between body zinc concentration and allometric growth measurements in the mussel *Mytilus edulis*. Marine Biology 66: 145-150.
- LOBEL, P. B., S. P. BELKHODE, S. E. JACKSON, & H. P. LONGERICH, 1991. Sediment in the intestinal tract - a potentially serious source of error in aquatic biological monitoring programs. Marine Environmental Research 31: 163-174.
- LUCAS, A. & P. G. BENINGER, 1985. The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. Aquaculture 44: 187-200.
- LUOMA, S. N., 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review. Science of the Total Environment 28: 1-22.
- MAGAND, O., 1999. Recherche et définition des signatures géochimiques (métaux lourds et lanthanides) des sources terrigènes du lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie. Rapport de DEA Université de la Méditerranée Aix-Marseille II, Centre IRD de Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- MAGAND, O., 2000. Protocole opératoire de minéralisation d'échantillons biologiques par chauffage micro-ondes sous conditions hyperbares : méthodologie et résultats préliminaires. Notes Techniques "Sciences de la Mer, Biologie Marine", Vol. 4. Centre IRD de Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 91 pp. + 3 annexes.
- MARAGOS, J. E., 1993. Impact of coastal construction on coral reefs in the U.S.-affiliated Pacific Islands. Coastal Management 21: 235-269.
- MARAGOS, J. E., M. P. CROSBY, & J. W. MCMANUS, 1996. Coral Reefs and Biodiversity: a critical and threatened relationship. Oceanography 9: 83-99.
- MARGEREL, J.-P. Foraminifères benthiques actuels de la baie de Saint-Vincent (Nouvelle-Calédonie). Geodiversitas, sous presse.
- MAT, I., M. J. MAAH, & A. JOHARI, 1994. Trace metals in sediments and potential availability to *Anadara granosa*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 27: 54-59.
- MAURI, M. & ORLANDO E., 1983. Variability of zinc and manganese concentrations in relation to sex and season in the bivalve *Donax trunculus*. Marine Pollution Bulletin 14: 342-346.
- MAVEN, H., K. SUNDER RAO, W. BENKO, K. ALAM, M. E. HUBER, T. RALI, & I. BURROWS, 1995. Fatty acid and mineral composition of Papua New Guinea Echinoderms. Fishery Technology 32: 50-52.

- McCORMICK, P. V. & J. J. CAIRNS, 1994. Algae as indicators of environmental change. Journal of Applied Phycology 6: 509-526.
- MONNIOT, C., MONNIOT, F., & LABOUTE, P., 1991. Coral Reef Ascidiens of New Caledonia. *Collection Faune Tropicale*, ORSTOM Paris, 247 pp.
- MONNIOT, F., P. J. GIANNESINI, J. OUDOT, & M. L. RICHARD, 1986. Ascidiens : "salissures" marines et indicateurs biologiques (métaux, hydrocarbures). Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle, Paris 4ème Série: 215-245.
- MONNIOT, F., R. MARTOJA, & C. MONNIOT, 1994. Cellular sites of iron and nickel accumulation in Ascidiens related to the naturally and anthropic enriched New Caledonian environment. Annales de l'Institut Oceanographique 70: 205-216.
- MONTGOMERY, J. R. & M. T. PRICE, 1979. Release of trace metals by sewage sludge and the subsequent uptake by members of a turtle grass mangrove ecosystem. Environmental Science & Technology 13: 546-549.
- MOORE, H. M., D. ROBERTS, M. HARRIOTT, & D. T. BURNS, 1997. Holothurians - Potential biomonitors for metal levels in deep-sea sediments. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 358: 652-656.
- MUGNIER, C., MAGAND, O., BREAU, L., FERNANDEZ, J. M., & LEMONNIER, H., 2001. Métaux et crevettes d'élevage en Nouvelle-Caledonie. Travail préliminaire d'analyse de la teneur en métaux chez les crevettes et dans le sédiment. Fiche Biotechnique 2001-02, Laboratoire d'Aquaculture de Nouvelle-Calédonie, Station d'Aquaculture de Saint-Vincent, IFREMER, Boulouparis, Nouvelle-Calédonie, 18 pp.
- NASSAR, C. A. G., L. T. SALGADO, Y. YONESHIGUE-VALENTIN, & G. M. AMADO FILHO, 2003. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga *Padina gymnospora* (Espírito Santo Bay, Brazil). Environmental Pollution 123: 301-305.
- NEWMAN, M. C. & M. G. HEAGLER, 1991. Allometry of metal bioaccumulation and toxicity. In: Newman M.C. & McIntosh A.W. (Eds.), *Metal Ecotoxicology: Concepts & Applications*. Lewis Publishers, Chelsea, pp. 91-130.
- NÖLTE, J., 1999. Minimizing spectral interferences with an array ICP Emission Spectrometer using different strategies for signal evaluation. Atomic Spectroscopy 20: 103-107.
- O'CONNOR, T. P., A. Y. CANTILLO, & G. G. LAUENSTEIN, 1994. Monitoring of temporal trends in chemical contamination by the NOAA National Status and Trends Mussel Watch Project. In: K.J.M. Kramer (Ed.), *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*. CRC Press Inc., Boca Raton, FL, p. 29-50.
- OGDEN, J. C., J. W. PORTER, N. P. SMITH, A. M. SZMANT, W. C. JAAP, & D. FORCUCCI, 1994. A long-term interdisciplinary study of the Florida Keys seascape. Bulletin of Marine Science 54: 1059-1071.
- ÖHMAN, M. C., A. RAJASURIYA, & S. SVENSSON, 1998. The use of Butterflyfishes (Chaetodontidae) as bioindicators of habitat structure and human disturbance. Ambio 27: 708-716.
- ORREN, M. J., G. A. EAGLE, H. F.-K. O. HENNIG, & A. GREEN, 1980. Variations in trace metal content of the mussel *Chloromytilus meridionalis* (Kr.) with season and sex. Marine Pollution Bulletin 11: 253-257.
- OUILLO, S., P. DOUILLET, & S. ANDRÉFOUËT. Coupling satellite data with *in situ* measurements and numerical modeling to study fine suspended sediment transport: a study for the lagoon of New Caledonia. Coral Reefs. in press.
- PAEZ-OSUNA, F., M. G. FRIAS-ESPERICUETA, & J. I. OSUNA-LOPEZ, 1995. Trace metal concentrations in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*. Marine Environmental Research 40: 19-31.
- PAPADOPOULOU, C. K. G. D., KANIAS, G.D. & E. MORAITOPOULOU –KASSIMATI, 1976. Stable elements of radioecological importance in certain echinoderm species. Marine Pollution Bulletin 7: 143-144.
- PATEL, B., V. S. BANGERA, S. PATEL, & M. C. BALANI, 1985a. Heavy metals in the Bombay Harbour area. Marine Pollution Bulletin 16: 22-28.
- PATEL, B., BALANI, M. C., PATEL, S., 1985b. Sponge 'sentinel' of heavy metals. The Science of the Total Environment 41: 143-152.
- PATEL, B., S. PAWAR, M. C. BALANI, & S. PATEL, 1980. Macroalgae as "Sentinel" of trace and heavy metals in the management of coastal environments. In: *Management of Environment*, Wiley Eastern Ltd, New Delhi, pp. 371-388.
- PEARSON, T. H. & R. ROSENBERG, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 4: 481-520.
- PEMPKOWIAK, J., A. SIKORA, & E. BIERNACKA, 1999. Speciation of heavy metals in marine sediments vs their bioaccumulation by mussels. Chemosphere 39: 313-321.
- PEREZ, T., 2000. Evaluation of coastal areas quality by sponges: State of the Art. Bulletin De La Societe Zoologique De France 125: 17-25.
- PEREZ, T., S. SARTORETTO, D. SOLTAN, S. CAPO, M. FOURT, E. DUTRIEUX, J. VACELET, J. G. HARMELIN, & P. REBOUILLON, 2000. Etude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin. *Rapport Agences de l'Eau, Système d'évaluation de la qualité des milieux littoraux - Volet biologique*, 642 pp.

- PETERS, E. C., N. J. GASSMAN, J. C. FIRMAN, R. H. RICHMOND, & E. A. POWER, 1997. Ecotoxicology of tropical marine ecosystems. Environmental Toxicology and Chemistry 16: 12-40.
- PHILLIPS, D. J. H., 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - A review. Environmental Pollution 13: 281-317.
- PHILLIPS, D. J. H., 1979. The rock oyster *Saccostrea glomerata* as an indicator of trace metals in Hong Kong. Marine Biology 53: 353-360.
- PHILLIPS, D. J. H., 1984. Regional monitoring of conservative pollutants in asian waters: the WESTPAC bioindicator programme. Asian Marine Biology 1: 1-15.
- PHILLIPS, D. J. H., 1985. Organochlorines and trace metals in green-lipped mussels *Perna viridis* from Hong Kong waters: a test of indicator ability. Marine Ecology-Progress Series 21: 251-258.
- PHILLIPS, D. J. H., 1991. Selected trace elements and the use of biomonitors in subtropical and tropical marine ecosystems. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 120: 105-129.
- PHILLIPS, D. J. H., 1994. Macrophytes as biomonitors of trace metals. In: K.J.M. Kramer [Ed.], *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, pp. 85-103.
- PHILLIPS, D. J. H. & D. A. SEGAR, 1986. Use of bioindicators in monitoring conservative contaminants: Programme design imperatives. Marine Pollution Bulletin 17: 10-17.
- PHILLIPS, D. J. H. & W. W. S. YIM, 1981. A comparative evaluation of oysters, mussels and sediments as indicators of trace metals in Hong Kong water. Marine Ecology-Progress Series 6: 285-293.
- PIGEOT, J., 2001. Approche écosystémique de la contamination métallique du compartiment biologique benthique des littoraux charentais : exemple du bassin de Marennes Oléron. Thèse de Doctorat, Université de La Rochelle, 305 p. + Annexes.
- PINAZO, C., S. BUJAN, P. DOUILLET, R. FICHEZ, C. GRENZ, & A. MAURIN. Impact of wind and freshwater inputs on phytoplankton biomass in the coral reef lagoon of New Caledonia during the summer cyclonic period: a coupled 3D biogeochemical modelling approach. Coral Reefs, in press.
- RAGAN, M. A., O. SMIDSRØD, & B. LARSEN, 1979. Chelation of divalent metal ions by brown algal polyphenols. Marine Chemistry 7: 265-271.
- RAINBOW, P. S., 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 31: 183-192.
- RAINBOW, P. S. & D. J. H. PHILLIPS, 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. Marine Pollution Bulletin 26: 593-601.
- RAJENDRAN, K., P. SAMPATHKUMAR, C. GOVINDASAMY, M. GANESAN, R. KANNAN, & L. KANNAN, 1993. Levels of trace metals (Mn, Fe, Cu and Zn) in some indian seaweeds. Marine Pollution Bulletin 26: 283-285.
- RAMIREZ, M., A. ARECES, & H. GONZALEZ, 1985. Trace metal concentrations in seaweeds of Cuban's shores. In: CEP Consultants (Ed.), *Heavy Metals in the Environment*, Vol. 2, 5th International Conference, Edinburgh, pp. 271-273.
- RAMIREZ, M., H. GONZALEZ, N. ABLANEDO, & I. TORRES, 1990. Heavy metals in macroalgae of Havana's northern littoral, Cuba. Chem. Ecol. 4: 49-55.
- REAKA-KUDLA, M. L., 1997. The Global Biodiversity of Coral Reefs: a comparison with rain forests. In: Biodiversity II: Understanding and Protecting our Biological Resources. Joseph Henry Press, Washington D.C., pp. 83-108.
- REES, J. G., D. SETIAPERMANA, V. A. SHARP, J. M. WEEKS, & T. M. WILLIAMS, 1999. Evaluation of the impacts of land-based contaminants on the benthic faunas of Jakarta Bay, Indonesia. Oceanologica Acta 22: 627-640.
- RICHER DE FORGES, B., 1991. Les fonds meubles des lagons de Nouvelle-Calédonie : généralités et échantillonnages par dragages. In : B. C. Richer de Forges [Ed.], *Le benthos des fonds meubles des lagons de Nouvelle-Calédonie*, Vol. 1, ORSTOM, Paris, pp. 9-148.
- RICHER DE FORGES, B., G. BARGIBANT, J.-L. MENOUE, & C. GARRIGUE, 1987. Le lagon sud-ouest de la Nouvelle-Calédonie : observations préalables à la cartographie bionomique des fonds meubles. *Rapports Scientifiques et Techniques "Sciences de la Mer, Biologie Marine"*, Vol. 45, ORSTOM Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 72 pp. + Annexes.
- RICHER DE FORGES, B., 1998. La diversité du benthos marin de Nouvelle-Calédonie : de l'espèce à la notion de patrimoine. Thèse de Doctorat du MNHN, Paris, 326 pp.
- RICHER DE FORGES, B. & C. HOFFSCHIR, 2000. Base de données sur la biodiversité littorale de Nouvelle-Calédonie. *Catalogue Sciences de la Mer, Biologie Marine*, Vol. 2, IRD Nouméa, Nouvelle-Calédonie, 56 pp.
- RICHER DE FORGES, B. & J.-L. MENOUE, 1988. The echinoderms of the soft bottoms of the South-Western lagoon of New Caledonia. In: J. H. Choat. [Ed.], *Proceedings of the Sixth International Coral Reef Symposium*, Townsville, pp. 31-35.

- RICHER DE FORGES, B., A. TILLIER, & V. HEROS, 1988. Distribution des mollusques Strombidae dans le lagon S.O. de la Nouvelle-Calédonie / Distribution of Strombidae mollusc in the S.W. lagoon of New Caledonia. Rossiniana 3-9.
- RICHMOND, R. H., 1993. Coral Reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. American Zoologist 33: 524-536.
- RISBEC, J., 1953. Mollusques Nudibranches de la Nouvelle-Calédonie. *Faune de l'Union Française (ancienne faune de l'empire français)*, Vol. 15, Office de la Recherche Scientifique d'Outre-Mer, Paris.
- ROBERTS, C. M., 1993. Coral Reefs: Health, Hazards and History. TREE 8: 425-427.
- ROBINSON, W. E., D. K. RYAN, & G. T. WALLACE, 1993. Gut contents - a significant contaminant of *Mytilus edulis* whole-body metal concentrations. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 25: 415-421.
- ROBLEDO, D. & Y. F. PELEGRIN, 1997. Chemical and mineral composition of six potentially edible seaweed species of Yucatan. Botanica Marina 40: 301-306.
- ROESIJADI, G., 1992. Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. Aquatic Toxicology 22: 81-114.
- ROJAS, M. T., J. A. ACUNA, & O. M. RODRIGUEZ, 1998. Trace metals in Sea Cucumbers, *Holothuria (Halodeima) mexicana* from the Caribbean side of Costa Rica. Revista De Biología Tropical 46: 215-220.
- ROONEY, PRICE, & JUDELL, 1989. Investigations into marine sediments, water columns and biota in New Caledonia. *Rapport non publié transmis à l'ORSTOM*, 8 pp.
- ROUGERIE, F., 1986. Le lagon sud-ouest de Nouvelle-Calédonie : spécificité hydrologique, dynamique et productivité. *Etudes et Thèses*, ORSTOM Editions, Paris, 234 p.
- RUDMAN, W. & P. LABOUTE. Guide des Nudibranches de Nouvelle-Calédonie. Editions IRD. in prep.
- RULE, J. H. & R. W. ALDEN III., 1990. Cadmium bioavailability to three estuarine animals in relation to geochemical fractions to sediments. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 19: 878-885.
- SAED, K., A. ISMAIL, H. OMAR, & M. KUSNAN, 2001. Accumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb, Cd) in flat-tree oysters *Isognomon alatus* exposed to pig farm effluent. Toxicological and Environmental Chemistry 82: 45-58.
- SALVAT, B. [Ed.], 1987. Human Impacts on Coral Reefs: Facts and Recommendations. Antenne de Tahiti E.P.H.E. Museum, Moorea, Polynésie Française.
- SANCHEZ-RODRIGUEZ, I., M. A. HUERTA-DIAZ, E. CHOUMILINE, O. HOLGUIN-QUINONES, & J. A. ZERTUCHE-GONZALEZ, 2001. Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: implications for the geochemical control of metals in algal tissue. Environmental Pollution 114: 145-160.
- SARKAR, S. K., B. BHATTACHARYA, & S. DEBNATH, 1994. The suitability of tropical marine bivalves as biomonitors of heavy metals in Deltaic Sundarbans, Northeast India. Chemosphere 29: 759-770.
- SAWIDIS, T., M. T. BROWN, G. ZACHARIADIS, & I. SRATIS, 2001. Trace metal concentrations in marine macroalgae from different biotopes in the Aegean Sea. Environment International 27: 43-47.
- SAY, P. J., I. G. BURROWS, & B. A. WHITTON, 1990. *Enteromorpha* as a monitor of heavy metals in estuaries. Hydrobiologia 195: 119-126.
- SBRIZ, L., M. R. AQUINO, N. M. A. DE RODRIGUEZ, S. W. FOWLER, & J. L. SERICANO, 1998. Levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in bivalves and nearshore sediments from the Dominican Republic. Marine Pollution Bulletin 36: 971-979.
- SCANES, P., 1993. Trace metal uptake in cockles *Anadara trapezium* from Lake Macquarie, New South-Wales. Marine Ecology-Progress Series 102: 135-142.
- SCOTT, P. J. B., 1990. Chronic pollution recorded in coral skeletons in Hong Kong. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 139: 51-54 .
- SENTHILNATHAN, S. & T. BALASUBRAMANIAN, 1998. Heavy metal concentration in oyster *Crassostrea madrasensis* (Bivalvia/Anisomyaria) from the Uppanar, Vellar and Kaduviar estuaries of southeast coast of India. Indian Journal of Marine Sciences 27: 211-216.
- SENTHILNATHAN, S., T. BALASUBRAMANIAN, & V. K. VENUGOPALAN, 1998. Metal concentrations in mussel *Perna viridis* (Bivalvia/Anisomyaria) and oyster *Crassostrea madrasensis* (Bivalvia/Anisomyaria) from some parts in southeast coast of India. Indian Journal of Marine Sciences 27: 206-210.
- SERFOR-ARMAH, Y., B. J. B. NYARKO, E. K. OSAE, D. CARBOO, S. ANIM-SAMPONG, & F. SEKU, 2001. Rhodophyta seaweed species as bioindicators for monitoring toxic element pollutants in the marine ecosystem of Ghana. Water Air and Soil Pollution 127: 243-253.
- SERFOR-ARMAH, Y., B. J. B. NYARKO, E. K. OSAE, D. CARBOO, & F. SEKU, 1999. Elemental analysis of some green and brown seaweeds from the coastal belt of Ghana. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 242: 193-197.
- SHEPPARD, C. R. C., 2001. The main issues affecting coasts of the Indian and Western Pacific Oceans: A Meta-analysis from Seas at the Millenium. Marine Pollution Bulletin 42: 1199-1207.

- SHIBER, J. G., 1980. Trace metals with seasonal considerations in coastal algae and molluscs from Beirut, Lebanon. Hydrobiologia 69: 147-162.
- SHIBER, J. G. & T. A. SHATILA, 1979. Certain metals in three coastal algae from Ras Beirut waters. Hydrobiologia 63 : 105-112.
- SILVA, C. A. R., P. S. RAINBOW, B. D. SMITH, & Z. L. SANTOS, 2001. Biomonitoring of trace metal contamination in the Potengi estuary, Natal (Brazil), using the oyster *Crassostrea rhizophorae*, a local food source. Water Research 35: 4072-4078.
- SIVALINGAM, P. M., 1978. Biodeposited trace metals and mineral content studies of some tropical marine algae. Botanica Marina 21: 327-330.
- SMAAL, A. C. & J. WIDDOWS, 1994. The Scope For Growth of bivalves as an integrated response parameter in biological monitoring. In: K. J. M. Ed. Kramer [Ed.], *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 247-262 + Annexe.
- SOTO, M., M. P. IRELAND, & I. MARIGOMEZ, 2000. Changes in mussel biometry on exposure to metals: Implications in estimation of metal bioavailability in 'Mussel-Watch' Programmes. Science of the Total Environment 247: 175-187.
- SOULE, D. F., 1988. Marine organisms as indicators: reality or wishful thinking? In: D. F. Soule & G. S. Kleppel [Eds.], *Marine organisms as indicators*. Springer Verlag, New York, pp. 1-12.
- SOUTER, D. W. & O. LINDEN, 2000. The health and future of coral reef systems. Ocean & Coastal Management 43: 657-688.
- SPIES, R. B., K. V. MARSH, & J. R. KERCHER, 1981. Dynamics of radionuclides exchange in the calcareous algae *Halimeda* at Enewetak Atoll. Limnology and Oceanography 26: 74-85.
- SPURGEON J.P.G., 1992. The economic valuation of coral reefs. Marine Pollution Bulletin 24: 529-536.
- STEVEN, A. & T. LARKUM, 1993. ENCORE: the effect of nutrient enrichment on coral reefs. Search 24: 216-219.
- STEVENSON, R. A. & S. L. UFRET, 1966. Iron, manganese, and nickel in skeletons and food of the sea urchins *Triplonectes esculentus* and *Echinometra lucunter*. Limnology and Oceanography 11: 11-17.
- STORELLI, M. M., A. STORELLI, & G. O. MARCOTRIGIANO, 2001. Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy: Macroalgae, sediments and benthic species. Environment International 26: 505-509.
- SUZUKI, Y., M. NAKAHARA, R. NAKAMURA, & T. UEDA, 1982. Uptake and excretion of cobalt by sea cucumber *Stichopus japonicus* and prawn *Penaeus japonicus*. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries 48: 1495-1500.
- SZEFER, P., J. GELDON, A. A. ALI, F. P. OSUNA, A. C. RUIZ-FERNANDES, & S. R. G. GALVAN, 1998. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan Harbour, mangrove lagoon of the Northwest coast of Mexico. Environment International 24: 359-374.
- TABUDRAVU, J. N., P. GANGAIYA, S. SOTHEESWARAN, & G. R. SOUTH, 2002. *Enteromorpha flexuosa* (Wulfen) J. Agardh (Chlorophyta: Ulvales) - Evaluation as an indicator of heavy metal contamination in a tropical estuary. Environmental Monitoring and Assessment 75: 201-213.
- TALBOT, V., 1986. Seasonal variation of copper and zinc concentrations in the oyster *Saccostrea cucullata* from the Dampier Archipelago, Western-Australia - Implications for pollution monitoring. Science of the Total Environment 57: 217-230.
- TEMARA, A., J. M. SKEI, D. GILLAN, M. WARNAU, M. JANGOUX, & P. DUBOIS, 1998. Validation of the Asteroid *Asterias rubens* (Echinodermata) as a bioindicator of spatial and temporal trends of Pb, Cd, and Zn contamination in the field. Marine Environmental Research 45: 341-356.
- TEMARA, A., M. WARNAU, & P. DUBOIS, 2002. Heavy Metals in the sea star *Asterias rubens* (Echinodermata): Basis for the construction of an efficient Biomonitoring Program. In: J.M. Fernandez & R. Fichez [Eds.], *Environmental Changes and Radioactive Tracers*. Proceedings of the 6th Congress South Pacific Environmental Radioactivity Association (SPERA), IRD Edition, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- THOMAS, C. A. & L. I. BENDELL-YOUNG, 1998. Linking the sediment geochemistry of an intertidal region to metal bioavailability in the deposit feeder *Macoma balthica*. Marine Ecology-Progress Series 173: 197-213.
- THOMPSON, J. A. J. & D. W. PATON, 1980. Further studies of copper, zinc and cadmium in *Molpadia intermedia* from the Point Grey dumpsite. Pacific Marine Science Report 80-3, Sidney, B.C., Institute of Ocean Sciences.
- TURNER, A. & Y. S. OLSEN, 2000. Chemical versus enzymatic digestion of contaminated estuarine sediment: relative importance of iron and manganese oxides in controlling trace metal bioavailability. Estuarine Coastal and Shelf Science 51: 717-728.
- WAHBEH, M. I., D. M. MAHASNEH, & I. MAHASNEH, 1985. Concentrations of zinc, manganese, copper, cadmium, magnesium and iron in ten species of algae and sea water from Aqaba, Jordan. Marine Environmental Research 16: 95-102.

- WARNAU, M., S. W. FOWLER, & J. L. TEYSSIE, 1996. Biokinetics of selected heavy metals and radionuclides in two marine macrophytes: the seagrass *Posidonia oceanica* and the alga *Caulerpa taxifolia*. Marine Environmental Research 41: 343-362.
- WARNAU, M., G. LEDENT, A. TEMARA, V. ALVA, M. JANGOUX, & P. DUBOIS, 1995. Allometry of heavy metal bioconcentration in the Echinoid *Paracentrotus lividus*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 29: 393-399.
- WARWICK, R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine benthic communities. Marine Biology 92: 557-562.
- WEIMIN, Y., G. E. BATLEY, & M. AHSANULLAH, 1992. The ability of sediment extractants to measure the bioavailability of metals to three marine invertebrates. Science of the Total Environment 125: 67-84.
- WHITE, A. T., H. P. VOGT, & T. ARIN, 2000. Philippine coral reefs under threat: The economic losses caused by reef destruction. Marine Pollution Bulletin 40: 598-605.
- WILKINSON, C. R., 1993. Coral Reefs are facing widespread devastation: can we prevent this through sustainable practices. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium*, Guam 11-21.
- WILKINSON, C. R., 1999. Global and local threats to coral reef functioning and existence: review and predictions. Marine and Freshwater Research 50: 867-878.
- WILSON, J. G. & D. W. JEFFREY, 1994. Benthic biological pollution indices in estuaries. In: K. J. M. Kramer [Ed.], *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 311-327.
- WONG, M. H., K. Y. CHAN, S. H. KWAN, & C. F. MO, 1979. Metal contents of the two marine algae found on iron-ore tailings. Marine Pollution Bulletin 10: 56-59.
- WRIGHT, D. A. & J. A. MIHURSKY, 1985. Trace metals in Chesapeake Bay oysters: intra-sample variability and its implications for biomonitoring. Marine Environmental Research 16: 181-197.
- XING, J. & F.-S. CHIA, 1997. Heavy metal accumulation in tissue/organs of a sea cucumber, *Holothuria leucospilota*. Hydrobiologia 352: 17-23.
- ZANN, L. P., 1994. The status of coral reefs in South Western Pacific Islands. Marine Pollution Bulletin 29: 52-61.
- ZINGDE, M. D., S. Y. S. SINGBAL, C. F. MORAES, & C. V. G. REDDY, 1976. Arsenic, copper, zinc and manganese in the marine flora and fauna of coastal and estuarine waters around Goa. Indian Journal of Marine Sciences 5: 212-217.