

Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement
marin côtier

par

David Bélanger

essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, août 2009

Sommaire

Les écosystèmes marins côtiers sont des milieux de plus en plus affectés par l'activité humaine. L'industrialisation et le développement des villes et des sociétés humaines en zone côtière sont les principales causes de l'augmentation de la pression écologique exercée sur ces milieux. Afin de parvenir à contrer la dégradation des milieux naturels marins il est essentiel de développer des outils d'évaluation et de suivi de la qualité de l'environnement. La science de la bioindication, c'est-à-dire de l'utilisation d'organismes vivants dans le but d'évaluer les conditions environnementales d'un milieu donné, a développé de nombreux outils (bioindicateurs, biomoniteurs, bioaccumulateurs, biomarqueurs, etc.) permettant la gestion et le maintien des écosystèmes marins côtiers. Ceux-ci sont principalement aux prises avec des problèmes de contamination impliquant les métaux lourds, les biocides, les BPC, les hydrocarbures et les rejets d'eaux usées près des côtes. Parmi les différents bioindicateurs pouvant être utilisés afin d'évaluer la qualité du milieu marin, ceux issus de la macrofaune benthique présentent de nombreux avantages et ont été abondamment utilisés par les chercheurs jusqu'à présents. Les porifères, les échinodermes, les coraux, les vers marins et les mollusques représentent les groupes d'organismes les plus utilisés en raison de certaines caractéristiques qui leurs sont propres comme l'abondance, la taille, le mode de vie sédentaire et les régimes alimentaires spécifiques. L'emploi de ces bioindicateurs macrobenthiques est de plus en plus répandu au sein des organismes internationaux œuvrant dans les domaines de la conservation et du développement durable et ils comptent parmi les meilleurs outils mis à la disposition de l'homme pour faire face aux différents défis environnementaux présents et futurs auxquels doivent faire face les écosystèmes marins côtiers. Le grand défi des générations à venir consiste à mettre sur pied des méthodes d'évaluation environnementale accessibles à tous les pays et à développer des systèmes d'échange d'informations permettant le suivi et la conservation des milieux marins côtiers à l'échelle internationale.

Remerciements

Je remercie Colette Anseau, Caroline Cloutier et André Nuyt de la maîtrise en écologie internationale de l'Université de Sherbrooke pour leur enseignement, leurs conseils et leur soutien moral et technique.

Je veux également exprimer une sincère gratitude professeur Carlos Daniél Pérez de l'Université Fédérale du Pernambuco pour son amitié et son dévouement dans la direction, la supervision et l'encadrement de mes travaux de recherche sur le terrain au Brésil.

À Diego Henrique Leonel de Oliveira Costa pour sa collaboration et son aide précieuse dans la logistique, la collecte et la compilation des données, mes plus sincères remerciements.

Enfin je tiens à remercier Bárbara de Moura Neves pour son aide tant appréciée lors des collectes, et le soutien tout particulier qu'elle m'a offert tout au long de mon projet de recherche et de mon séjour au Brésil.

Table des matières

SOMMAIRE.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
LISTE DES FIGURES.....	vii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 – LES INDICATEURS BIOLOGIQUES : DÉFINITIONS, CONCEPTS ET CARACTÉRISTIQUES.....	4
1.1 Indicateurs biologiques.....	4
1.2 Définitions.....	6
1.2.1 Bioindication et bioindicateur.....	7
1.2.2 Biomonitoring et biomoniteur.....	7
1.2.3 Bioaccumulateur.....	8
1.2.4 Biomarqueur.....	9
1.2.5 Espèce sentinelle.....	10
1.2.6 Approches active et passive.....	10
1.3 Caractéristiques d’un bon bioindicateur.....	11
1.4 Le choix d’un bioindicateur.....	12
CHAPITRE 2 – LES POLLUANTS MARINS.....	15
2.1 Les métaux lourds.....	16
2.2 Les biocides.....	20
2.2.1 Les pesticides organochlorés.....	20
2.2.2 Le TBT.....	22

2.3	Les BPC.....	24
2.4	Les hydrocarbures	26
2.5	Les eaux usées.....	28
CHAPITRE 3 – LA MACROFAUNE BENTHIQUE.....		32
3.1	Les porifères	32
3.2	Les échinodermes	34
3.3	Les coraux	37
3.4	Les vers marins.....	39
	3.4.1 Les annélides	39
	3.4.2 Les némerthes	40
3.5	Les mollusques.....	41
	3.5.1 Les gastéropodes.....	42
	3.5.2 Les bivalves	44
CHAPITRE 4 – BIOINDICATEURS BENTHIQUES ET ORGANISATIONS		
	INTERNATIONALES	48
4.1	Le <i>Mussel Watch Program</i>	49
4.2	La convention OSPAR	50
4.3	La commission océanique intergouvernementale	51
4.4	L’OCDE	52
4.5	Les conférences internationales sur les bioindicateurs environnementaux.....	53
CONCLUSION.....		55
LISTE DES RÉFÉRENCES		58

Liste des tableaux

2.1	Provenance et effets des métaux lourds d'origine anthropique les plus toxiques	17
-----	--	----

Liste des figures

1.1	Nombres d'articles portant sur les bioindicateurs publiés par année.....	6
-----	--	---

Introduction

Au cours des dernières décennies les zones côtières ont été le théâtre d'un développement accéléré un peu partout sur la planète. La pression démographique qui augmente d'une année à l'autre – aux États-Unis, plus de la moitié de la population est concentrée à l'intérieur d'une zone située à moins de 120 km des côtes (Key *et al.*, 2006) – s'accompagne inévitablement de répercussions sur l'environnement en général et sur le milieu marin en particulier. En effet, qu'il s'agisse du développement urbain, industriel, agricole ou touristique, l'activité humaine exerce une pression de plus en plus grande sur les milieux marins (Bresler *et al.*, 2003; Daby, 2006; Huang *et al.*, 2007; Magni, 2003; Rao *et al.*, 2007). C'est dans ce contexte qu'un projet de caractérisation et de zonation de la faune macrobenthique du littoral rocheux de la plage de Paraiso a été mis sur pied dans le cadre de la maîtrise en écologie internationale de l'Université de Sherbrooke. La plage de Paraiso est située dans la municipalité de Suape à environ 40 km au sud de Recife, la capitale de l'État du Pernambuco au Brésil.

Les écosystèmes côtiers de la baie de Suape ainsi que les caractéristiques physiques et hydrologiques du milieu ont été passablement modifiés depuis la construction, entre 1979 et 1984, d'un des plus important complexe portuaire et industriel de la côte est du Brésil (Koenig *et al.*, 2002). De plus, Petrobras, la compagnie pétrolière d'État, vient de mettre en chantier un projet de raffinerie pétrochimique qui entrera normalement en fonction en 2011. Le projet de caractérisation de la baie de Suape fait partie intégrante d'un plus vaste programme d'échantillonnage du littoral de la région qui propose d'utiliser la structure des communautés macrobenthiques de la zone intertidale afin d'évaluer l'état du milieu marin et les impacts de l'industrialisation de la région sur les écosystèmes aquatiques. Ceci m'a donc amené à m'intéresser de façon plus générale au sujet du présent essai soit l'utilisation de la

macrofaune benthique en tant que bioindicateurs de la qualité de l'environnement marin côtier.

La totalité des écosystèmes de la planète sont désormais affectés d'une façon ou d'une autre par le développement des sociétés humaines et les rejets agricoles, urbains et industriels peuvent mener à de hauts niveaux de pollution dans les écosystèmes marins côtiers (D'Adamo *et al.*, 2008; Rao *et al.*, 2007; Smolders *et al.*, 2003). Les rejets d'origine urbaine, agricole et industrielle altèrent les communautés et affectent les organismes qui les composent (Boening, 1999; Viaroli *et al.*, 2005; Warwick, 2005). Les zones portuaires, qui comptent parmi les régions côtières les plus polluées, menacent les communautés benthiques et pélagiques (Guerra-García et García-Gómez, 2004). Les eaux usées qui dans de nombreux pays ne sont que peu ou pas traitées, transportent et déversent leur lot de polluants et de matière organique dans les eaux côtières favorisant ainsi l'eutrophisation et la bioaccumulation d'éléments toxiques dans les organismes marins dont le transport le long de la chaîne alimentaire représente un danger pour la santé humaine (Boening, 1999; Daby, 2006). Dans le milieu aquatique, les substances toxiques peuvent exercer leurs effets négatifs sur l'environnement même à de très faibles concentrations et présentent souvent une grande variabilité de concentrations dans le temps et dans l'espace. Ceci complique l'évaluation des quantités rejetées et de leurs impacts sur les écosystèmes. Pour ces raisons, un grand nombre d'intervenants du milieu marin (scientifiques, gestionnaires, agences gouvernementales, et le public en général) s'intéressent au développement de différents moyens permettant de mesurer les effets de la pollution urbaine, industrielle et agricole sur les écosystèmes marins (Burger, 2006). L'utilisation de bioindicateurs choisis au sein des communautés marines affectées représente un des moyens d'évaluer l'impact du développement humain sur les écosystèmes marins et de prévenir les situations critiques par la mise en place d'outils de restauration et de conservation (Burger *et al.*, 2006; Key *et al.*, 2006; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000). La macrofaune benthique représente une fraction importante de la richesse, de la diversité et de l'abondance dans les communautés marines. De plus, la majorité de ces

organismes possèdent un certain nombre de caractéristiques qui en font d'excellents bioindicateurs de la qualité du milieu marin et leur importance a déjà été soulignée par de nombreux travaux de recherche (Fresi *et al.*, 2005; Hyland, 2005; Liehr *et al.*, 2005; Occhipinti-Ambrogi, 2005; Rumohr, 2005).

Cet essai traite, dans un premier temps, des différents concepts relatifs à la science de la bioindication. On y retrouve des définitions ainsi que de l'information concernant les caractéristiques d'un bon bioindicateur et les éléments à prendre en compte lors du choix d'un tel indicateur. Dans un deuxième temps, il y est question de l'origine des principaux polluants présents dans le milieu marin et de leurs effets sur les organismes, les écosystèmes et la santé humaine. Y sont ensuite présentées les caractéristiques propres à chacun des groupes d'organismes macrobenthiques les plus utilisés comme bioindicateurs de la qualité du milieu marin. Enfin, on y discute de la place des bioindicateurs dans les grands programmes internationaux d'évaluation et de suivi de la qualité de l'environnement marin.

Chapitre 1

Les bioindicateurs : définitions, concepts et caractéristiques

Pendant de nombreuses années, les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement marin reposaient presque exclusivement sur des mesures de paramètres chimiques de l'eau et des sédiments (Munawar *et al.*, 1995). Cependant ces méthodes traditionnelles basées sur les caractéristiques chimiques des écosystèmes ne permettent pas de mesurer l'impact des contaminants sur les différents organismes, populations et communautés peuplant un milieu donné (Kaiser, 2001). D'autres méthodes plus récentes utilisant les paramètres biologiques, physiques et biochimiques des organismes vivants, tant à l'échelle du simple individu que des écosystèmes entiers, sont venues combler les lacunes inhérentes aux analyses strictement chimiques (Daby, 2006; Kaiser, 2001; Markert *et al.*, 2003). Certaines espèces sont plus sensibles que d'autres et nécessitent des conditions particulières pour se maintenir dans leur milieu naturel. Lorsque les conditions du milieu naturel sont altérées, par exemple dans le cas de contamination par des polluants, ces espèces peuvent être affectées de plusieurs façons reflétant ainsi le déséquilibre des conditions initiales du milieu naturel. De telles espèces sont appelées indicateurs biologiques (ou indicateurs écologiques) en raison de leur capacité à caractériser l'état d'un écosystème soumis à un stress environnemental, ainsi qu'à permettre de détecter ou prévoir des changements significatifs pouvant survenir à l'intérieur de ce même écosystème (Kaiser, 2001; Sammarco *et al.*, 2007).

1.1 Indicateurs biologiques

À ce jour, plusieurs indicateurs biologiques ont été développés. Ils sont utilisés entre autres par des agences gouvernementales afin d'établir des paramètres légaux pour certaines

variables environnementales et d'assurer un suivi de la qualité de l'environnement (Sammarco *et al.*, 2007). Dans les milieux aquatiques, de tels indicateurs peuvent servir à détecter des signes précurseurs d'éventuels problèmes environnementaux, à identifier les causes et les effets entre les perturbations du milieu et les répercussions sur le plan biologique ainsi qu'à évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre pour restaurer la qualité des milieux naturels (Kaiser, 2001). Les méthodes d'évaluation environnementale faisant appel aux indicateurs biologiques ont souvent l'avantage d'être peu coûteuses comparativement aux méthodes traditionnelles impliquant des mesures de polluants ou de composés chimiques. De plus, un autre aspect important de l'utilisation des indicateurs biologiques réside dans le fait qu'ils renferment de l'information sur l'exposition à l'ensemble des différents contaminants intégrée dans le temps contrairement aux mesures instrumentales qui ne peuvent offrir qu'une image ponctuelle et statique de la situation (Fränzle, 2003).

Malgré leur popularité actuelle et le nombre sans cesse croissant de travaux et de publications qui leurs sont consacrés, l'utilisation des indicateurs biologiques dans l'évaluation de la qualité de l'environnement est un phénomène relativement nouveau dans l'histoire des sciences environnementales. Des recherches effectuées par Burger (2006) ont démontré que durant la majeure partie des années 1970, le nombre total d'articles traitant des indicateurs biologiques publiés par quatre des plus importantes revues environnementales (*Ecotoxicology and Environment Safety*, *Environmental Pollution*, *Environmental Science and Technology* et *Science of the Total Environment*) était inférieur à cinq articles par an. Ce nombre a par la suite augmenté de façon progressive au cours des années 1980 et 1990 jusqu'à ce qu'il dépasse 35 articles par an depuis le début des années 2000 (Figure 1.1) (Burger, 2006). Cependant, cet engouement général pour le développement de nouvelles méthodes d'évaluation environnementale impliquant des indicateurs biologiques a amené certains problèmes concernant la définition des différents termes et concepts propres à cette science en émergence. En effet, la communauté scientifique internationale n'est pas encore arrivée à un accord commun concernant les définitions les termes employés et les attentes face aux

différentes méthodes d'évaluation environnementale utilisant des bioindicateurs (Markert *et al.*, 2003). Voici donc quelques définitions et explications concernant les principaux termes et concepts utilisés par les auteurs et chercheurs dans le domaine de la science de la bioindication actuelle.

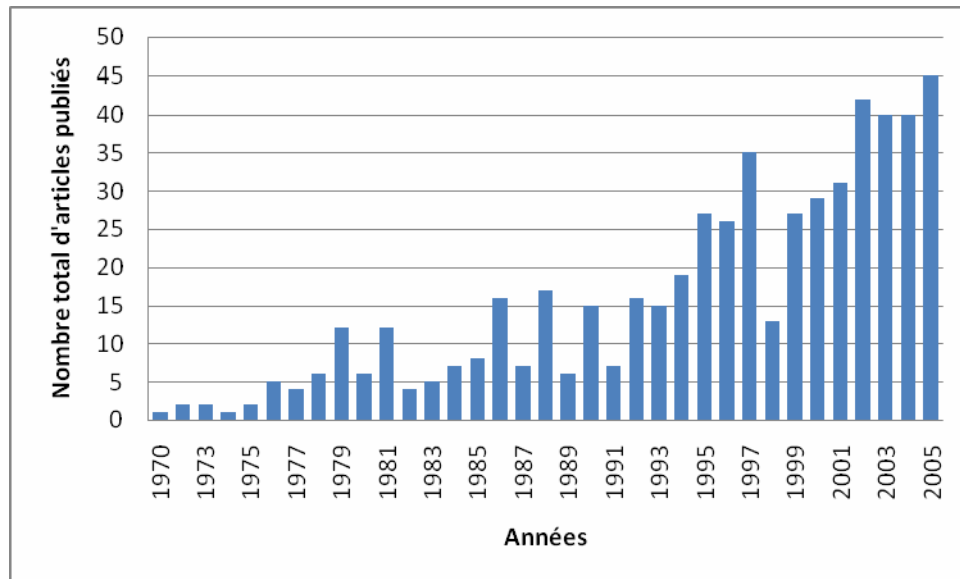


Figure 1.1 Nombre d'articles portant sur les bioindicateurs publiés par année

Source : Burger, J. (2006). p. 139

1.2 Définitions

Il y a quelques années de cela encore, le terme bioindicateur était employé afin de désigner l'un ou l'autre des différents types d'indicateurs biologiques utilisés dans l'évaluation de la qualité de l'environnement. Cependant, l'évolution rapide de cette science a engendré une multiplication et une spécialisation des termes employés par les chercheurs et les auteurs œuvrant dans ce domaine. Les définitions présentées ci-dessous correspondent aux termes les plus précis utilisés dans la majorité des ouvrages récents publiés sur le sujet. Il faut cependant

noter que le terme bioindicateur est utilisé dans de nombreux ouvrages afin de désigner les indicateurs biologiques dans leur ensemble.

1.2.1 Bioindication et bioindicateur

La bioindication désigne l'évaluation de la qualité des milieux à l'aide de bioindicateurs c'est-à-dire d'organismes vivants connus pour leurs capacités à refléter l'état des écosystèmes et à identifier les problèmes et les risques encourus par ceux-ci. Un bioindicateur peut être un individu, une partie d'individu ou même une communauté d'individus renfermant de l'information sur la qualité du milieu. Étant donné la non-spécificité des réactions de la plupart des organismes en présence d'un stress environnemental, la tâche d'un bioindicateur est davantage de mettre en évidence les effets physiologiques affectant les organismes sous l'influence de conditions environnementales stressantes que de mesurer directement les concentrations des différents polluants impliqués (Fränze, 2003). Dans ce contexte un bioindicateur peut être défini comme une espèce qui, par son absence, sa présence, son abondance ou sa distribution, nous donne des informations de nature qualitative sur l'état d'un environnement ou d'une partie de celui-ci (Kaiser, 2001; Markert *et al.*, 2003).

1.2.2 Biomonitoring et biomoniteur

Le terme biomonitoring désigne l'utilisation d'indicateurs biologiques dans le but de quantifier, à partir de paramètres mesurables, l'état de pollution d'un environnement donné (Markert *et al.*, 2003). Les organismes utilisés dans le cadre d'un programme de biomonitoring sont appelés biomoniteurs et sont définis par Kaiser (2001) comme des organismes à partir desquels peuvent être mesurés certains changements, ou certaines caractéristiques, permettant d'évaluer le degré de contamination d'un environnement et les conséquences sur l'état de santé des autres organismes ou de l'écosystème en entier. Les biomoniteurs nous renseignent donc sur les aspects quantitatifs de la qualité de

l'environnement. Par conséquent, un biomoniteur est également un bioindicateur en soi mais l'inverse n'est cependant pas toujours vrai (Markert *et al.*, 2003). D'après Olesen et Weeks (1994), un bon programme de biomonitoring devrait faire appel à autant d'espèces que possible en fonction du budget disponible.

1.2.3 Bioaccumulateur

Les bioaccumulateurs sont des organismes ayant la capacité d'accumuler certains contaminants présents dans l'environnement dans des proportions nettement supérieures à celles du milieu naturel (Kaiser, 2001). Il existe deux principaux phénomènes responsables de la bioaccumulation de contaminants par les organismes : la bioconcentration et l'amplification. La bioconcentration est le transfert direct des substances à partir du milieu ambiant (eau, sédiments, etc.) vers les tissus et les organes (D'Adamo *et al.*, 2008; Markert *et al.*, 2003). L'amplification, elle, est le résultat du transfert des contaminants le long des différents niveaux de la chaîne alimentaire (D'Adamo *et al.*, 2008; Kaiser, 2001). La bioaccumulation de substances toxiques peut entraîner chez certains organismes des modifications du comportement, de la structure des populations et des processus métaboliques ainsi que des changements au niveau morphologique, histologique et cellulaire (Kaiser, 2001). La capacité des bioaccumulateurs à concentrer des substances toxiques et à développer des réactions observables en font des outils particulièrement utiles pour l'évaluation et le suivi des milieux contaminés par des micropolluants, c'est-à-dire des substances pouvant avoir des effets toxiques à très faible concentration (Kaiser, 2001).

Les consommateurs primaires sont habituellement des bioaccumulateurs plus efficaces que les consommateurs secondaires. Leur régime alimentaire étant principalement constitué de nourriture à faible valeur énergétique, ils doivent par conséquent en consommer de grandes quantités favorisant ainsi l'absorption des substances toxiques présentes dans le milieu (Markert *et al.*, 2003). Ceci est particulièrement vrai en ce qui concerne les espèces à faible

durée de vie car il est vrai que certains grands prédateurs occupant le sommet de la chaîne alimentaire et pouvant vivre durant de nombreuses années peuvent également accumuler de grandes quantités de matière polluante au cours de leur existence (Markert *et al.*, 2003). Les meilleurs bioaccumulateurs sont ceux qui, avant même que les autres espèces soient affectées, accumulent les contaminants en quantité suffisante pour qu'ils puissent être détectables jouant ainsi un rôle de signal d'alarme pour l'ensemble de l'écosystème (Burger *et al.*, 2006). Cependant, pour une même espèce, l'accumulation de contaminants est influencée par plusieurs facteurs biologiques (âge, sexe, taille, génotype, nutrition, reproduction) et physico-chimiques (carbone organique, oxygène dissout, dureté de l'eau, température, pH, type de sédiment, paramètres hydrodynamiques du système). Il est donc important de considérer ces facteurs lorsque vient le temps d'interpréter des résultats obtenus lors d'études environnementales (Oehlmann et Schulte-Oelmann, 2003).

1.2.4 Biomarqueur

Un biomarqueur est un paramètre biologique observable à un niveau inférieur à celui de l'organisme entier et qui permet d'obtenir des informations quant au degré d'exposition présent ou passé et à l'effet d'un contaminant sur un organisme (Key *et al.*, 2006; Stagg, 1998). Il peut s'agir de paramètres génétiques, enzymatiques, physiologiques, morphologiques, moléculaires, cellulaires, biochimiques, etc. (Kaiser, 2001; Markert *et al.*, 2003). Dans certains cas, les altérations provoquées par les polluants sur ces paramètres biologiques peuvent engendrer des changements au niveau comportemental chez les organismes et c'est pourquoi ces changements comportementaux sont alors considérés comme un type particulier de biomarqueurs (Kaiser, 2001). Par conséquent, un biomarqueur peut permettre de détecter les pressions environnementales dans un milieu donné avant même que les effets néfastes se fassent sentir au niveau des organismes. On peut ainsi prédire les dommages potentiels pouvant menacer un écosystème et prendre des mesures nécessaires

pour remédier à la situation avant que celle-ci ne devienne trop critique (den Besten *et al.*, 2001)

1.2.5 Espèce sentinelle

Une espèce sentinelle est un indicateur biologique particulièrement sensible à un ou plusieurs polluants susceptibles de provoquer des perturbations ou des changements dans un milieu donné (Kaiser, 2001). Ces espèces, par leur sensibilité, ont la capacité de mettre en évidence des signes précurseurs d'altération du milieu naturel avant même que les effets soient ressentis à l'intérieur du milieu affecté. Ils agissent par conséquent comme une sorte de signal d'alarme pour l'ensemble de l'écosystème (Markert *et al.*, 2003). De façon générale, une espèce sentinelle susceptible d'être utilisée à des fins d'évaluation des risques pour l'environnement devrait posséder les caractéristiques suivantes : 1) être relativement facile à capturer, 2) être présente dans le milieu en nombre suffisant, 3) posséder une aire de répartition connue, 4) posséder une taille propice à la manipulation, 5) avoir déjà fait l'objet d'études confirmant ses qualités en tant que bioindicateur (Kaiser, 2001).

1.2.6 Approches active et passive

Les études environnementales portant sur les effets des contaminants sur les organismes peuvent être divisées en deux catégories distinctes : les études utilisant une approche active et celles utilisant une approche passive (Markert *et al.*, 2003). On parle d'une approche active lorsque des organismes élevés en laboratoire, ou récoltés dans des sites considérés comme non pollués (sites témoins), sont exposés à un milieu contaminé (en laboratoire ou en nature) pour une période de temps définie au bout de laquelle les réponses des organismes sont examinées ou mesurées (Bresler *et al.*, 2003; Markert *et al.*, 2003). Les bioessais, qui sont des tests effectués en laboratoire sur des organismes vivants afin d'évaluer la toxicité d'une substance donnée, appartiennent à cette catégorie d'études (Bresler *et al.*, 2003). Dans le cas

des études effectuées dans le cadre d'une approche passive, les observations et les mesures sont effectuées sur les organismes appartenant à l'écosystème étudié dans le but de mettre en évidence les différents effets engendrés par les contaminants présents dans le milieu (Bresler *et al.*, 2003; Markert *et al.*, 2003). L'utilisation de deux approches différentes dans les programmes d'évaluation environnementale soulève une question importante : les résultats obtenus à l'aide de ces deux approches peuvent-ils être comparés entre eux? La réponse à cette question fait encore l'objet de controverses dans la communauté scientifique mais les scientifiques s'entendent en général sur un point important; lorsque des organismes élevés en laboratoire ou provenant d'un site témoin sont utilisés dans une étude, ceux-ci doivent être génétiquement comparables à ceux du site contaminé (Bresler *et al.*, 2003).

1.3 Caractéristiques d'un bon bioindicateur

Les bioindicateurs sont des outils qui, lorsqu'ils sont utilisés efficacement, nous renseignent sur les différentes forces agissant sur un écosystème ainsi que sur les conditions actuelles et l'état vers lequel il évolue (Unluata, 2000). Idéalement un bon indicateur se doit d'être 1) fiable quant à sa capacité à détecter les différents stress environnementaux, 2) apte à différencier les stress d'origine anthropique de ceux émanant du milieu naturel et 3) simple d'utilisation et applicable dans plusieurs écosystèmes différents dans le but de permettre l'échange et la comparaison des données et des résultats (Burger *et al.*, 2006; Daby, 2006; Hyland, 2000; Magni, 2003; Warnau *et al.*, 2006). Plusieurs caractéristiques contribuent à faire de certaines espèces de meilleurs indicateurs que d'autres. L'abondance, l'accessibilité, la longévité ainsi qu'une taille facilitant les manipulations sont quelques-unes des caractéristiques recherchées (Burger *et al.*, 2006; Kaiser, 2001). Dans le milieu marin, les organismes constituant le macrobenthos remplissent la plupart de ces conditions.

En raison de leurs caractéristiques générales et de la diversité de leurs formes et de leurs habitats, les macroinvertébrés benthiques sont considérés comme d'excellents indicateurs de

la qualité des écosystèmes aquatiques (Liehr *et al.*, 2005; Rumohr, 2005; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000). Ce sont, dans la plupart des cas, des organismes abondants, faciles à collecter (Kaiser, 2001) et dont les caractéristiques physiologiques (épiderme totalement ou partiellement hydrophile comme les branchies, mécanismes anti-dessiccation absents ou peu développés, importance significative de la respiration cutanée, transmission intergénérationnelle des polluants organiques et inorganiques) les rendent particulièrement sensibles aux perturbations extérieures affectant le milieu dans lequel ils vivent (Fränzel, 2003).

Bien qu'il puisse être intéressant dans certains cas d'utiliser des espèces migratrices ou mobiles afin d'évaluer la présence de contaminants sur de grandes distances, les espèces sessiles sont habituellement de meilleurs indicateurs lorsque l'on étudie un écosystème donné (Rao *et al.*, 2007). En effet, leur incapacité à éviter les différents stress affectant leur milieu les rendent très utiles pour caractériser les effets des contaminants auxquels ils sont exposés et en font d'excellents indicateurs pour les programmes de suivi à long terme (Guerra-García *et al.*, 2006). En raison de leur importance écologique, de leur mode de vie sédentaire, de leur répartition, de leur longévité, de leur abondance et de leur facilité à être collectés, les mollusques, et plus particulièrement les bivalves, sont les indicateurs les plus fréquemment utilisés dans les programmes d'évaluation de la qualité de l'environnement marin (Espinosa *et al.*, 2007; Huang *et al.*, 2006). Malgré cette prépondérance des mollusques, l'utilisation d'autres groupes d'organismes comme les échinodermes, les porifères, les crustacés, les annélides, les németes et les cnidaires est également très répandue (voir chapitre 3).

1.4 Le choix d'un bioindicateur

La macrofaune benthique peuplant les écosystèmes marins côtiers est normalement constituée d'un très grand nombre d'espèces. Cette multitude rend impossible le suivi de chaque espèce et l'on doit par conséquent choisir les espèces les plus aptes à nous renseigner sur l'état de

l'écosystème étudié. Les indicateurs sont des outils qui doivent être développés afin de combler spécifiquement les différentes attentes des programmes environnementaux non seulement au point vue écologique mais aussi au niveau social et politique (Burger, 2006). C'est pourquoi, lorsque vient le temps de choisir parmi les différentes espèces, trois aspects importants doivent être considérés dans le processus de sélection : la pertinence biologique, méthodologique et sociale du bioindicateur en fonction des objectifs recherchés (Burger *et al.*, 2006).

Afin d'être biologiquement pertinent, un indicateur doit répondre aux objectifs visés par un programme d'évaluation ou de suivi environnemental. Selon les objectifs de l'étude on utilisera des organismes indigènes ou introduits. Un temps d'exposition court permettra l'évaluation des effets immédiats alors qu'une exposition prolongée est nécessaire pour mesurer les effets chroniques engendrés à long terme par certains contaminants. L'accumulation de polluants mesurée chez les organismes dépositores reflètera les concentrations présentes dans les sédiments alors que les organismes filtreurs seront plus appropriés pour mesurer les concentrations de contaminants solubles présents dans la colonne d'eau (Boening, 1999). Les espèces particulièrement sensibles font de bons bioindicateurs (selon la définition donnée à la section 1.2.1) alors que les espèces résistantes aux différents polluants font de meilleurs bioaccumulateurs (Kaiser, 2001). L'habitat dans lequel vit un organisme contribue également à sa pertinence biologique. Par exemple, des organismes habitant la zone intertidale peuvent faire de bons indicateurs dans le cas d'un déversement d'hydrocarbures près des côtes alors que les impacts des polluants domestiques ou industriels en provenance des bouches de rejet sous-marines impliqueront l'utilisation d'indicateurs choisis parmi les organismes vivant dans la zone infralittorale (Guerra-García *et al.*, 2006).

La pertinence méthodologique renvoie à l'utilisation des indicateurs ainsi qu'à l'application des résultats obtenus. Un bon indicateur doit être facile à utiliser par les scientifiques (voir la section 1.3), facile à gérer par les gestionnaires de programmes, facile à employer par les

mandataires et facile à interpréter par les décideurs politiques lorsque vient le temps de mettre sur pied des mesures législatives et d'intervention (Burger *et al.*, 2006). Afin d'être réellement utile et d'apporter des résultats concrets, un bon indicateur se doit d'être socialement pertinent. En effet, la société doit être prête à payer pour l'implantation et le maintien des programmes d'évaluation et de suivi environnementaux sans quoi ces programmes risquent de ne pas être menés sur une assez grande échelle ou durant une assez longue période pour que des résultats satisfaisants soient obtenus. La société doit également être prête à agir en fonction des résultats obtenus et à défrayer les coûts engendrés par la mise en place des mesures recommandées par les experts (Burger *et al.*, 2006).

Burger (2006) a identifié trois problèmes majeurs concernant les programmes d'évaluation et de suivi du milieu marin. Premièrement trop de recherches ne font appel qu'à un seul ou deux indicateurs, deuxièmement peu d'études examinent l'utilisation d'indicateurs pour plus d'un contaminant ou groupe de contaminants et, troisièmement, il n'y a pratiquement pas d'études où le choix d'un indicateur a été effectué à la suite d'un processus de sélection parmi un grand nombre d'espèces potentiellement utilisables. Afin d'éviter ces problèmes, un bon programme d'évaluation environnemental devrait faire appel à plusieurs espèces représentant différents niveaux trophiques (Burger *et al.*, 2006; Huang *et al.*, 2006) et devrait comprendre des indicateurs spécifiques aux principaux polluants ou groupes de polluants ainsi que des indicateurs non-spécifiques afin d'évaluer de la façon la plus complète possible la qualité d'un environnement (Kaiser, 2001). Pour ce faire, il est essentiel de posséder une banque d'informations sur plusieurs espèces d'un même écosystème afin de pouvoir choisir parmi celles-ci les meilleurs indicateurs possibles (Burger, 2006). Il est à noter que, quel que soit le nombre et la qualité des bioindicateurs utilisés, aucun programme d'évaluation environnementale ne saurait être complet sans tenir compte des données chimiques et hydrologiques du milieu étudié (Huang *et al.*, 2006).

Chapitre 2

Les polluants marins

L'écotoxicologie, la science qui étudie l'effet des polluants toxiques sur les écosystèmes, est une science qui a vu le jour dans les années 1960. C'est à cette époque, en effet, que l'on a commencé à noter les effets néfastes que peuvent avoir les polluants d'origine industrielle et agricole sur la santé humaine (Arapis, 2005). Au Japon, c'est l'époque des scandales de contamination des populations humaines au mercure, au cadmium et aux BPC alors qu'en Amérique du Nord on découvre les effets toxiques et le caractère persistant du DDT dans les poissons et les oiseaux. C'est aussi l'époque des premiers grands déversements pétroliers qui causent des dommages importants aux écosystèmes marins et côtiers (Kaiser, 2001). La croissance démographique et le développement industriel des cinquante dernières années ont contribué à l'augmentation radicale des volumes d'eaux usées déversées et des polluants qu'elles transportent le long des côtes du monde entier. Une étude effectuée dans la région des Caraïbes en 1982 a démontré que les eaux usées de vingt-cinq pays comportaient des taux élevés de matière organique, de matière en suspension, d'azote, de phosphore, d'hydrocarbure et de métaux lourds (Siung-Chang, 1997). La plupart de ces polluants ont tendance à s'accumuler dans la chaîne alimentaire et finissent par représenter un danger pour la santé humaine. La consommation de poissons et de fruits de mer représente la plus grande source d'exposition humaine aux métaux lourds, aux BPC et aux pesticides organochlorés (Marcotrigiano et Storelli, 2003). Ce chapitre traite des polluants marins ayant le plus attiré l'attention des chercheurs dans le domaine de l'écotoxicologie et de la bioindication soit les métaux lourds, les biocides, les BPC, les hydrocarbures et les eaux usées.

2.1 Les métaux lourds

Les métaux lourds, aussi nommés éléments-traces métalliques, sont présents dans le milieu marin de façon naturelle et certains sont mêmes essentiels au bon fonctionnement de nombreux processus biologiques. Cependant, de trop grandes concentrations de ces métaux, principalement des métaux dits non-essentiels, peuvent s'avérer toxiques pour les organismes aquatiques (Daby, 2006). Les rejets industriels et domestiques, l'activité minière et les eaux d'écoulement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture sont autant de sources ayant contribué à l'augmentation des concentrations de métaux lourds dans le milieu marin et surtout en zone côtière (Kaiser, 2004). Ces polluants s'accumulent principalement dans les sédiments où ils persistent indéfiniment puisqu'ils ne sont pas sujets à la décomposition bactérienne ou à toutes autres formes de dégradation (Daby, 2006). D'Adamo *et al.*, (2008), dans leurs travaux portant sur la pollution du lagon de Lesina en Italie, rapportent des concentrations de métaux lourds de cent à mille fois plus élevées dans les sédiments que dans l'eau.

Les métaux lourds présents dans l'eau et dans les sédiments sont absorbés par les plantes et les animaux marins. Ceux-ci sont capables d'en éliminer une certaine partie via l'excrétion et la métabolisation mais, au-delà d'une certaine quantité, les métaux s'accumulent dans les organismes et tout au long de la chaîne alimentaire. Ils peuvent atteindre des concentrations menaçant la survie de certaines populations naturelles et présenter des dangers pour la santé humaine (Liehr *et al.*, 2005). Ceci peut même aller jusqu'à la disparition de certaines espèces intolérantes causant ainsi de profonds bouleversements dans la diversité et la structure des communautés biologiques (Boening, 1999). C'est pourquoi l'évaluation des quantités de métaux lourds présents dans les écosystèmes et dans les organismes représente une partie importante des travaux et recherches effectués en écotoxicologie (Huang *et al.*, 2007). En effet, dans le domaine du biomonitoring et de la bioindication, les articles scientifiques

consacrés à la contamination par les métaux lourds représentent plus de 40% des travaux publiés, soit bien davantage que pour n'importe quel autre type de contaminant (Burger, 2006).

Dans le milieu marin, les métaux lourds qui ont retenu le plus l'attention des chercheurs en raison de leur toxicité sur les organismes et des risques qu'ils présentent pour la santé humaine sont le manganèse (Mn), le zinc (Zn), le mercure (Hg), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le nickel (Ni), l'aluminium (Al), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'arsenic (As) (Kaiser, 2001). La provenance ainsi que les principaux effets sur la santé humaine des plus toxiques d'entre eux sont présentés dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Provenance anthropique et effets des métaux lourds les plus toxiques pour l'organisme.

Métaux	provenance	Effets sur l'organisme
Cadmium (Cd)	Combustion de charbon, usines sidérurgiques, incinération de déchets, production de ciment, exploitations minières, industrie du revêtement métallique, réacteur nucléaire, production de piles alcalines.	Cancérogène, peut provoquer de l'hypertension, des problèmes pulmonaires, rénaux, osseux et hépatiques.
Arsenic (As)	Industrie métallurgique, industrie du verre et de la céramique, raffineries pétrolières, manufactures de pesticides	Cancérogène, dysfonctions gastro-intestinales, cardiovasculaires, dermiques et respiratoires, hyperpigmentation.
Mercure (Hg)	Industries du chlore et de la soude, production d'acétaldéhyde, fabrication de batteries, peintures antisalissures, fongicides	Dysfonction du système endocrinien, problèmes neurologiques allant du tremblement à la paralysie ou la mort dans les cas les plus graves, dysfonctions rénales,

		malformation des fœtus.
--	--	-------------------------

Tableau 2.1 Provenance anthropique et effets des métaux lourds les plus toxiques pour l'organisme (suite).

Cuivre (Cu)	Industrie électrique, fabrication d'alliages, fongicides, algicides, peintures antisalissures, tannage des peaux.	Sa toxicité en milieu marin dépend de sa forme chimique et de son état d'oxydation. Inhibition de croissance du phytoplancton à partir de 4 µg/l. Ingestion de sels métalliques en grande quantité provoque un syndrome digestif et hémolytique accompagné d'une tubulonéphrite.
Chrome (Cr)	Industries métallurgiques et sidérurgiques de fabrication d'alliages, industrie chimique du tannage des peaux et des cuirs, industrie de la teinture et des colorants, combustion du pétrole et du charbon.	Une intoxication aiguë peut provoquer une tubulonéphrite, une intoxication chronique peut provoquer des lésions cutanées et des muqueuses avec des atteintes respiratoires allant jusqu'à des cancers broncho-pulmonaires et du tractus urinaire.
Plomb (Pb)	Industrie de l'armement, industries des pâtes et papiers, fabrication de batteries, carburants des bateaux et des navires, fonderies.	Anémie, dommages aux poumons, au foie et aux reins. Chez les enfants, peut causer des retards mentaux et des convulsions.

Inspiré de : Affaires indiennes et du Nord Canada (2009); Ifremer environnement (2009); Kaiser, J. (2001). pp. 25-28.

Ces métaux entrent dans la chaîne alimentaire soit par absorption ou diffusion à partir du milieu ambiant soit par l'ingestion de nourriture contaminée. Ils sont ensuite bioconcentrés à chaque échelon de la chaîne alimentaire pour atteindre leur niveau maximum chez les grands prédateurs comme les poissons et les mammifères marins (Daby, 2006; McEvoy, 1988).

L'utilisation d'organismes tolérants aux métaux lourds et capables de les accumuler dans une certaine proportion est une des méthodes privilégiées par les chercheurs dans les programmes de biomonitoring. Ces bioaccumulateurs, en plus d'offrir une façon simple et souvent peu coûteuse de mesurer la quantité de métaux lourds présents dans un environnement donné, nous renseignent sur la biodisponibilité moyenne de ces métaux sur une longue période de temps, ce qui n'est pas le cas avec des mesures ponctuelles comme des échantillons d'eau ou de sédiments par exemple (McEvoy, 1988). Par contre, l'utilisation d'organismes vivants comme biomoniteurs de métaux lourds comporte également certains désavantages dont les principaux se rapportent aux organismes eux-mêmes. En effet, l'âge, le poids, le sexe, le régime alimentaire, le génotype, le phénotype et le stade de reproduction sont autant de facteurs biotiques pouvant influencer l'accumulation des métaux lourds chez une même espèce. De plus, certains facteurs abiotiques tels la température, le pH, le taux d'oxygène dissout, la grosseur des sédiments et les caractéristiques hydrologiques du milieu peuvent également influencer les quantités de métaux absorbées (Boening 1999; McEvoy, 1988).

L'effet toxique des métaux lourds sur les organismes marins se fait sentir principalement au niveau cellulaire et moléculaire. Les métaux, en se liant à certains composés organiques, modifient la structure des molécules et empêchent ces dernières de remplir adéquatement leurs fonctions entraînant ainsi le dysfonctionnement ou la mort des cellules. Chez les mollusques et les crustacés, ces effets toxiques affectent tous les stades de développement et peuvent causer des désordres au niveau des fonctions reproductrices et du développement embryonnaire (Rao *et al.*, 2007). Liehr *et al.* (2005), dans leurs travaux en mer Baltique portant sur la palourde *Arctica islandica*, n'ont trouvé aucun individu en bas âge dans les sites les plus contaminés. D'autres études ont démontré que l'accumulation de cuivre, de plomb et de vanadium (V) cause des altérations au niveau de la reproduction, du comportement, de la forme et du taux de croissance chez des éponges de l'espèce *Crambe crambe* (Rao *et al.*, 2007). Le cadmium, lorsque présent dans le milieu en concentration

suffisante, provoque la fragmentation apoptotique (suicide cellulaire) des cellules d'ADN chez l'éponge *Suberites domuncula* (Wagner *et al.*, 1998).

2.2 Les biocides

Les biocides sont utilisés afin de protéger les récoltes ou certaines infrastructures contre l'attaque d'organismes jugés indésirables par l'homme tels les insectes, les champignons, les plantes qualifiées de mauvaises herbes, etc. Bien que la plupart des biocides soient destinés au milieu terrestre, une certaine partie de ces substances se retrouvent dans le milieu aquatique et affectent ainsi plusieurs organismes non ciblés initialement (Hellou *et al.*, 2009). D'autres substances, par contre, sont délibérément introduites dans le milieu aquatique afin de protéger les navires ou les installations portuaires ou maritimes (Oehlmann *et al.*, 1998). Dans le milieu marin, la présence de pesticides organochlorés et de tributylétain (TBT) a attiré l'attention des chercheurs du monde entier et est à l'origine de nombreux travaux de recherche en raison de leur persistance et des dangers qu'ils représentent pour la vie marine et la santé humaine.

2.2.1 Les pesticides organochlorés

Les pesticides organochlorés sont une grande famille de pesticides utilisés en agriculture et dont la persistance dans le milieu aquatique et les effets toxiques sur la faune marine sont reconnus depuis longtemps par la communauté scientifique (Wang *et al.*, 2008). Le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), l'hexachlorocyclohexane (HCH), l'hexachlorobenzène (HCB), le dieldrin, l'aldrin, l'endrin, le chlordane, l'heptachlore, le mirex et le toxaphène comptent parmi les plus tristement célèbres de ces substances et font

désormais l'objet d'une interdiction d'usage dans de nombreux pays due à leur grand potentiel de contamination et de risque pour la santé humaine (Bayen *et al.*, 2004; Yasuno, 1995). Parmi ceux-ci, le DDT est sans contredit le pesticide ayant le plus retenu l'attention des chercheurs en raison de sa très grande persistance dans le milieu aquatique et de sa grande toxicité pour les organismes marins (Bresler *et al.*, 2003; Kennish et Ruppel, 1996a).

Les pesticides organochlorés atteignent le milieu marin via le ruissellement, le transport aérien et les eaux de pluie, le plus souvent associés à des particules de sol en raison de leur caractère hydrophobe (Hellou *et al.*, 2009; Kaiser, 2001). Une fois dans le milieu marin, les pesticides entrent dans la chaîne alimentaire et s'accumulent dans les tissus graisseux des crustacés, des mollusques, des poissons et des autres organismes pour atteindre des concentrations pouvant aller jusqu'à plusieurs milliers de fois celles présentes dans le milieu ambiant (Kennish et Ruppel, 1996a). Leurs effets sur ces organismes se font sentir principalement au niveau du métabolisme de ces derniers en interférant avec la consommation d'oxygène en situation de respiration aérobie (Kaiser, 2001).

Bien que les pays développés aient interdit l'utilisation des plus nocifs d'entre eux il y a plus de 25 ans, ces produits sont encore utilisés dans un bon nombre de pays sous-développés et en voie de développement. En milieu tropical, le DDT est encore utilisé dans les campagnes d'éradication de maladies transmises par les insectes comme la malaria. Ainsi, on a estimé qu'au cours de la dernière partie du vingtième siècle, le taux d'exposition aux pesticides organochlorés des populations humaines des pays asiatiques en voie de développement était de cinq à cent fois supérieur à celui des pays développés (Bayen *et al.*, 2004). Cependant, même si les pays développés ont été les premiers à prendre des mesures pour prévenir la contamination aux pesticides organochlorés, cela ne signifie pas pour autant que leurs écosystèmes ne sont pas contaminés. Au Japon par exemple, on a retrouvé certains pesticides dans la chair des poissons pêchés près des côtes plus d'une décennie après que ceux-ci aient été prohibés (Yasuno, 1995). Même chose à Singapour où des résidus de pesticides

organochlorés interdits d'usage ont été détectés dans le sang humain. La consommation de fruits de mer locaux a été identifiée comme étant une des causes expliquant ce phénomène (Bayen *et al.*, 2004).

2.2.2 Le TBT

Le tributylétain (TBT) est un produit de synthèse appartenant à la famille des composés organostanniques, c'est-à-dire qui possèdent au moins une liaison directe carbone-étain. Ces substances sont utilisées dans l'industrie comme biocide dans les peintures antisalissures, les pesticides, les produits pour la protection du bois et des textiles ainsi qu'en tant que catalyseurs de réactions chimiques et stabilisants dans les plastiques (Oehlmann *et al.*, 1998). Malgré leur fort potentiel de bioaccumulation et leur effet toxique sur le système endocrinien de certains organismes, les composés organostanniques furent considérés inoffensifs jusqu'au milieu des années 1970 (Ranke et Jastorff, 2000). Parmi tous les composés organostanniques ayant jamais été produits, le TBT est sans contredit le plus toxique (Oehlmann *et al.*, 1998). En fait, il s'agit d'une des substances les plus toxiques à avoir jamais été délibérément introduite par l'homme dans le milieu aquatique (Stallard *et al.*, 1987). Les concentrations auxquelles cette substance occasionne des effets toxiques chez environ 10% des individus d'une population varient de 5 ng/L pour le zooplancton à 2µg/L pour les poissons. Chez les mollusques, qui sont reconnus comme étant l'un des groupes d'invertébrés les plus sensibles au TBT, le phénomène de virilisation des gastéropodes femelles peut être induit par des concentrations aussi faibles que 2 ng/L (Ranke et Jastorff, 2000).

La principale cause de la présence TBT dans le milieu marin est son utilisation dans les peintures antisalissures pour les coques de bateaux et autres infrastructures maritimes et portuaires qui, depuis les années 1960, a été largement répandue à travers le monde (Smith *et*

al., 2008). En raison de son introduction volontaire dans le milieu marin et de ses effets toxiques sur plusieurs organismes marins même à faibles concentrations, le TBT a attiré l'attention des chercheurs et fait l'objet de nombreuses publications scientifiques. Le pseudohermaphrodisme chez les femelles de gastéropodes de la famille des Prosobranches (imposex et intersex, voir section 3.6.1), l'épaississement de la coquille des huîtres du genre *Crassostrea* ainsi que plusieurs effets chroniques observés chez la moule bleue (*Mytilus edulis*), la larve du crabe *Hemigrapsus nudus*, le bivalve *Scrobicularia* et chez plusieurs autres microorganismes et macroinvertébrés sont à ce jour bien connus et documentés (Smith *et al.*, 2008).

Le TBT n'est pas considéré comme étant un polluant persistant dans le milieu marin. La molécule possède une demi-vie de quelques jours à quelques semaines dans l'eau de mer et de quelques semaines à quelques mois dans les sédiments (Ranke et Jastorff, 2000). Dans certaines cultures huîtrières françaises, 95% à 100% des individus récoltés présentaient des malformations au niveau de la coquille l'année précédant l'entrée en vigueur de la loi sur l'utilisation du TBT dans ce pays. Cette proportion a chuté à 70% à 80% lors de la première année d'interdiction puis à 40% à 50% l'année suivante. Cette dernière année a été accompagnée d'une augmentation significative du taux de recrutement dans les populations (Stallard *aet al.*, 1987). Par contre, le TBT possède un fort potentiel de bioaccumulation. Ranke et Jastorff (2000) rapportent des facteurs de concentration supérieurs à 100 chez les poissons, à 1000 pour les algues et allant jusqu'à plus de 100 000 chez les mollusques filtreurs. En général, on estime que le temps nécessaire au rétablissement des communautés benthiques naturelles en milieu tempéré est de 6 à 10 ans (Smith *et al.*, 2008).

En 1982, la France, suite à un important épisode de mortalité et de malformation dans certaines cultures maricoles d'huîtres situées à proximité de ports de plaisance, a été le premier pays à légiférer en la matière en interdisant l'application de peintures antisalissures à base de TBT sur toutes les embarcations de plaisance de moins de 25 mètres (Stallard *et al.*,

1987). Le Royaume-Uni a emboîté le pas en 1987 en interdisant ce type de peinture sur les équipements de pisciculture et les embarcations de moins de 25 mètres (Smith *et al.*, 2008). De nos jours la plupart des pays ont adopté une réglementation interdisant l'application de peintures à base de TBT sur tous les types d'embarcations. Cependant, cette pratique est encore tolérée dans de nombreux pays sous développés et en voie de développement (Ranke et Jastorff, 2000).

2.3 Les BPC

Les biphényles polychlorés (BPC) sont des produits chimiques synthétiques dont la synthèse remonte à 1881. Leurs qualités d'isolant électrique, d'inflammabilité et de lubrifiant leur ont valu d'être utilisés dans plusieurs secteurs de l'industrie notamment dans la fabrication de transformateurs et de condensateurs électriques, de lubrifiants, de papiers autocopiants, de tissus d'ameublement, de résines synthétiques, de peintures, de cires, d'asphalte, de caoutchouc, d'huiles de soudure et d'adhésifs (République française, 2008). Ce sont des polluants organiques persistants dont la très faible solubilité favorise leur accumulation dans les sédiments marins (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 2009). On en dénombre 209 formes différentes (Mendoza *et al.*, 2006) dont la demi-vie varie de 94 jours à 2700 ans (République française, 2008). La contamination des milieux naturels par les BPC a lieu via les percolats des sites d'enfouissement, les fuites de transformateurs, de condensateurs et de dispositifs hydrauliques ainsi que par les déversements accidentels ou illégaux et les incendies impliquant des dispositifs contenant des BPC (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 2009). Certaines molécules sont également très volatiles et peuvent être transportées par voie atmosphérique sur de très grandes distances ce qui expliquerait en partie leur présence dans toutes les mers du globe et jusque dans l'Arctique (Kuzyk *et al.*, 2003).

Vers le milieu des années 1960, le problème de la contamination à grande échelle de l'environnement par les BPC a commencé à attirer l'attention des chercheurs et au début des années 1970 la communauté scientifique possédait déjà assez d'informations pour affirmer que les BPC représentaient un risque potentiel pour l'environnement et la santé humaine (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 2009). Chez les organismes marins, ils sont principalement reconnus pour leurs effets toxiques sur les systèmes reproducteurs, enzymatique et immunitaire (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 2009) pouvant causer la disparition ou le déclin de certaines populations (Kennish et Ruppel, 1996b). Chez l'humain, ils pourraient être à l'origine de certains cancers, de troubles du foie, de lésions cutanées et de désordres au niveau du système reproducteur (Kennish et Ruppel, 1996b). Les produits alimentaires représentent la principale source de contamination par les BPC chez l'humain (Ulbrich et Stahlmann, 2004). Leur faible taux de métabolisation par les organismes marins fait en sorte qu'ils sont accumulés et concentrés le long de la chaîne alimentaire (Kennish et Ruppel, 1996b) pour atteindre des concentrations maximales chez les poissons carnivores et les espèces piscivores (Kuzyk *et al.*, 2003). Leur principale voie d'entrée dans la chaîne alimentaire est le phytoplancton, capable d'accumuler des concentrations de BPC allant de 10^4 à 10^6 fois celles présentes dans l'eau de mer (Harding et Phillips, 1978).

Entre 1929 et 1993, on estime qu'environ 1,3 millions de tonnes de BPC ont été produites à des fins commerciales et industrielles (Mendoza *et al.*, 2006). Environ 370 000 tonnes de BPC auraient déjà été libérées dans l'environnement alors que 780 000 autres seraient actuellement en circulation, principalement sous la forme de matériel électrique (Shinsuke, 1985). Bien que dans la plupart des pays industrialisés leur utilisation et leur fabrication soient interdites depuis plus de vingt ans en raison de leur toxicité, on retrouve encore des BPC dans toutes les mers et océans du monde et leur présence dans la chaîne alimentaire demeure un problème important pour la santé humaine (Ulbrich et Stahlmann, 2004). De plus, la plupart des recherches concernant la contamination de l'environnement par les BPC

ont été effectuées dans l'hémisphère nord. Dans les pays du sud, la situation est beaucoup moins documentée. Par exemple, la première mention de la présence de BPC dans les organismes marins au Chili remonte au début des années 1990 bien que ce pays ait utilisé cette substance dans différents secteurs de l'industrie pendant plus de trente ans (Mendoza *et al.*, 2006). Étant donné le manque d'information dans certaines régions du monde et la quantité importante de BPC toujours en circulation de nos jours, il est important de mettre sur pied des mesures permettant de prévenir les rejets futurs dans l'environnement et de développer des façons sécuritaires de disposer des BPC afin d'éviter leur accumulation dans le milieu marin (Shinsuke, 1985).

2.4 Les hydrocarbures

La pollution des écosystèmes marins par les hydrocarbures est un phénomène qui soulève l'inquiétude des gouvernements nationaux et de la communauté internationale depuis de nombreuses années (Abdullah, 1997). Des accidents aussi spectaculaires que les grands déversements de pétrole (plus de 50 entre 1962 et 1979) et leurs effets dévastateurs sur les écosystèmes marins et côtiers n'ont pas manqué d'attirer l'attention des médias du monde entier (Kaiser, 2001). Cependant, bien que ces événements soient hautement médiatisés, relativement peu de travaux portant sur les bioindicateurs d'effets de l'exposition aux hydrocarbures ont été publiés à ce jour (Burger, 2006).

Les hydrocarbures comme le pétrole, les huiles et les graisses sont des polluants communs des écosystèmes marins côtiers. La majorité de ces hydrocarbures proviennent des activités d'exploitation, de transport et de raffinement du pétrole. Une étude coordonnée par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) a démontré que les raffineries étaient responsables de plus de 80% des rejets d'huile et de graisse dans la région des Caraïbes (Siung-Chang, 1997). Cependant, une partie de ces polluants provient également des activités terrestres et leur origine se situe parfois à des kilomètres de distance des côtes

affectées. En effet, on estime qu'environ 28% des rejets d'hydrocarbures de la planète proviennent de l'essence et des huiles automobiles répandus sur la chaussée ainsi que de la disposition inadéquate ou illégale des huiles usées. Ces substances sont lessivées par les eaux de pluie et transportées vers les écosystèmes marins côtiers via les cours d'eaux (Abdullah, 1997). La pollution par les hydrocarbures représente un danger qui doit être pris au sérieux puisqu'elle peut causer des dommages irréparables auprès des écosystèmes marins et des populations humaines dont la qualité de vie dépend des ressources marines et côtières (Abdullah, 1997). En effet en plus de bouleverser certains écosystèmes et de causer la mort de plusieurs organismes, la pollution par les hydrocarbures peut contaminer des plages et nuire fortement à l'économie de communautés entières qui dépendent du tourisme pour survivre (Siung-Chang, 1997).

Les effets des hydrocarbures sur les organismes et les écosystèmes marins sont divers. Lorsqu'ils sont déversés en grande quantité, les hydrocarbures forment un film à la surface de l'eau qui interfère avec la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau ainsi qu'avec les échanges gazeux entre l'air et l'eau. Ils sont aussi connus pour avoir un effet inhibiteur sur de nombreuses réactions enzymatiques et peuvent obstruer les ouvertures stomatales chez les macrophytes interférant ainsi avec les processus de photosynthèse (Kaiser, 2001). D'autres études effectuées dans la mer du Nord ont démontré que la pollution par les hydrocarbures diminue la richesse spécifique et nuit à la dispersion des organismes marins (Warwick, 2004). Ce phénomène a aussi été observé par Gómez Gesteira et Dauvin (2000) lors de leurs études de deux communautés infralittorales d'amphipodes de la côte ouest de la Manche et du nord de la péninsule Ibérique. Dans les deux cas, les chercheurs ont remarqué la disparition du genre *Ampelisca* ainsi qu'un très faible taux de recolonisation des autres espèces d'amphipodes durant les quatre années ayant suivi les déversements des pétroliers Amoco Cadiz en 1978 et Aegean Sea en 1992.

En plus des dangers que représentent l'exploitation et le transport des hydrocarbures, une autre menace pour les écosystèmes marins provient des sous-produits issus de leur utilisation. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des molécules organiques composées d'au moins deux groupements benzènes. On compte quelques centaines de ces composés dans l'environnement qui proviennent de la combustion incomplète de la matière organique. Leur émission dans l'environnement est principalement le résultat de la combustion d'essence et d'autres combustibles fossiles par les différents engins à moteur, de l'activité des raffineries de pétrole, des déchets venant des incinérateurs et de la production de coke, d'asphalte et d'aluminium (Srogi, 2007). Les HAP sont reconnus, entre autres, pour leur effet mutagène sur certains organismes appartenant aux écosystèmes côtiers (Siung-Chang, 1997). Tout comme les hydrocarbures en général, les HAP sont très peu solubles dans l'eau et tendent à s'accumuler principalement dans les sédiments et les tissus graisseux (Srogi, 2007) et c'est pourquoi l'utilisation de bioindicateurs issus de la macrofaune benthique et l'analyse des sédiments semblent être les meilleurs moyens d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes à long terme (Siung-Chang, 1997).

2.5 Les eaux usées

La pollution engendrée par le déversement des eaux usées est l'une des formes de pollution les plus répandues et les plus dommageables pour l'ensemble des écosystèmes marins côtiers de la planète (Espinosa *et al.*, 2007). Lorsqu'elles ne sont pas traitées convenablement, les eaux usées d'origine domestique transportent avec elles des quantités excessives de nutriments, des bactéries pathogènes et de matière en suspension (Siung-Chang, 1997) alors que celles d'origine industrielle renferment des polluants organiques et inorganiques (Kaiser, 2001). Le plus souvent, ces eaux sont rejetées près des côtes en zone infralittorale et peuvent ainsi affecter la faune marine. Leur rejet dans les milieux naturels est souvent associé à des désordres au niveau cellulaire et/ou physiologique chez les organismes ainsi qu'aux perturbations des habitats pouvant aller jusqu'à causer des changements irréversibles au

niveau de la structure des communautés (Espinosa *et al.*, 2007). En raison du caractère continu de ce type de pollution et du fait que la quantité des eaux usées rejetées dans le milieu marin ne cesse d'augmenter avec le développement industriel et la croissance démographique, il devient essentiel d'étudier les effets de ces déversements afin de prévenir la dégradation des écosystèmes côtiers et les dangers potentiels pour la santé humaine (Smolders *et al.*, 2003).

Les pays en voie de développement sont souvent les plus touchés par ce type de pollution en raison du manque d'installations de traitement des eaux et de législation environnementale adéquate. Par exemple, une étude menée par l'Organisation panaméricaine de la santé (OPS) à la fin des années 1970 révélait que seulement 10% des eaux d'égout produites en Amérique centrale et dans la région des Caraïbes étaient convenablement traitées. Une autre étude, menée cette fois par la Communauté du bassin des Caraïbes en 1992, affirme que seulement 25% des stations d'épuration, lorsqu'elles sont présentes, peuvent être considérées fonctionnelles (Siung-Chang, 1997). Cette situation a contribué à faire de la contamination des plages par des bactéries pathogènes et de l'eutrophisation des écosystèmes côtiers les problèmes de pollution marine les plus répandus et les moins étudiés dans l'ensemble de la région des Caraïbes (Siung-Chang, 1997). À l'Île Maurice, dans l'océan Indien, une étude menée par une firme britannique privée en 1993 déclarait que les rejets industriels, et particulièrement ceux de l'industrie du textile qui comptent pour 90% des rejets industriels de l'île, représentaient une menace importante pour les écosystèmes côtiers et la santé publique (Daby, 2006). De plus, 60% des eaux usées d'origine domestique de l'Île Maurice ne sont pas traitées et sont déversées directement dans la mer à une distance d'à peine 500 mètres de la côte (Daby, 2006).

La pollution par les eaux usées peut se faire sentir sous plusieurs formes. Dans un premier temps, les eaux usées peuvent contenir une large gamme de produits chimiques, de métaux lourds et de polluants organiques et inorganiques dont la provenance et les effets sur les

écosystèmes côtiers ont été abordés dans les sections précédentes. Dans un deuxième temps, la très grande quantité de matière organique présente dans les eaux d'égout provoque un enrichissement important en nutriments et augmente la quantité de particules en suspension dans la colonne d'eau. Bien que la plupart des organismes semblent profiter d'une certaine augmentation du taux de matière organique dans l'eau (Magni, 2003), au-delà d'un certain seuil l'abondance, la richesse et la biomasse du benthos commence à diminuer en raison de la diminution du taux d'oxygène et de l'augmentation du taux d'ammoniac et de sulfite résultant de la décomposition de cette matière organique (Hyland, 2000). Dans leurs travaux de recherche portant sur les communautés de patelles de la baie d'Algésiras, Espinosa *et al.* (1999) ont remarqué que les plus faibles densités des six espèces recensées se trouvaient à proximité des bouches de rejet d'eaux usées et que deux des ces sites étaient dominés par *Siphonaria pectinata*, une espèce très résistante à la pollution.

Une grande quantité de matière en suspension peut avoir des effets directs sur la faune marine notamment en obstruant les branchies de certains mollusques filtreurs (Espinosa *et al.*, 2007). L'augmentation de la turbidité de l'eau diminue également la pénétration de la lumière et augmente le taux sédimentation affectant ainsi la répartition et la composition spécifique des communautés benthiques (Espinosa *et al.*, 2007). Ce phénomène, en milieu tropical, a déjà été identifié comme étant une des causes majeures du blanchiment des coraux (Takada *et al.*, 2008). De plus, les apports en nutriments et en matière organique sont aussi à l'origine d'un autre problème important : l'eutrophisation des écosystèmes côtiers. L'eutrophisation est à l'origine de perturbations importantes dans les écosystèmes benthiques et elle provoque une baisse de la croissance, du recrutement et du taux de survie des coraux (Siung-Chang, 1997).

En raison des différentes origines des problèmes causés par les déversements d'eaux usées en zone côtière, il existe différentes façons d'évaluer leur impact sur l'environnement. Dépendamment des paramètres à évaluer, on cherchera à mesurer soit les concentrations des différents polluants et produits chimiques des rejets d'eaux d'égout, soit leur contenu en

matière organique. Dans le premier cas, c'est-à-dire lorsque l'on s'intéresse à la toxicité des produits chimiques présents dans les rejets, il existe deux principales approches. La première consiste à cibler un ou plusieurs des polluants présents dans les rejets afin d'analyser et de tester leurs effets toxiques spécifiques sur l'écosystème en question. Pour utiliser cette méthode, il est essentiel de connaître la composition en produits chimiques des rejets et de savoir comment les différents polluants présents interagissent entre eux. Cependant, la composition et la teneur en polluants des eaux usées sont des paramètres souvent très variables dans le temps et dans l'espace. Ceci rend difficile l'évaluation des impacts spécifiques de certains polluants sur le milieu naturel. Lorsque c'est le cas, une deuxième approche axée sur la toxicité totale des rejets (*whole effluent toxicity* (WET)) doit être envisagée. Il s'agit d'une méthode d'évaluation de la toxicité d'un rejet dans son ensemble et qui permet de tester l'effet toxique d'un mélange de différents polluants et de leurs interactions (Smolders *et al.*, 2003). Lorsque l'on s'intéresse plus particulièrement aux problèmes d'enrichissement causés par les eaux usées, la technique la plus utilisée consiste à mesurer la charge totale en carbone organique des rejets. Cette méthode permet de définir un seuil critique au-delà duquel les écosystèmes benthiques côtiers commencent à être gravement affectés par une trop grande quantité de matière organique et d'utiliser ce seuil comme instrument de contrôle et d'évaluation des impacts environnementaux des eaux usées (Hyland, 1999).

Chapitre 3

La macrofaune benthique

Depuis les débuts de la science de la bioindication, beaucoup d'organismes différents ont été utilisés avec plus ou moins de succès pour tenter de mesurer les quantités de polluants présents dans les milieux naturels et d'évaluer leurs effets sur les écosystèmes. De nombreux travaux de recherche sur les bioindicateurs impliquant des plantes, des poissons, des mammifères, des oiseaux et des invertébrés ont été publiés à ce jour. Environ 25% des travaux de recherche portant sur les bioindicateurs publiés depuis le début des années 1970 traitent du rôle des invertébrés, ce qui en fait le groupe d'organismes le plus étudié (Burger, 2007). Ce pourcentage devient encore plus important lorsque l'on considère seulement les travaux concernant les écosystèmes marins. Les invertébrés benthiques représentent une partie importante des écosystèmes marins tant au niveau de la diversité et de l'abondance qu'au niveau de leur rôle dans l'équilibre des communautés (Kaiser, 2001). De plus, de nombreuses espèces d'invertébrés benthiques présentent les qualités recherchées chez un bon bioindicateur soit un mode de vie sédentaire, une grande résistance aux polluants, une large répartition, une grande abondance et une taille facilitant leur collecte (Chainho *et al.*, 2006). Parmi le macrobenthos, les organismes les plus largement utilisés par les chercheurs jusqu'à présent sont les porifères, les échinodermes, les coraux, les vers marins et les mollusques.

3.1 Les porifères

Les porifères, communément appelés éponges, sont des métazoaires primitifs. On compte environ 5000 espèces de porifères à travers le monde et ils constituent le phylum dominant du benthos rencontré sur substrat dur (Wagner *et al.*, 1998). Malgré le fait que les éponges

occupent une place importante dans les communautés benthiques, relativement peu d'études nous renseignent sur leur capacité à accumuler des polluants, en particulier les métaux lourds (Olesen et Weeks, 1994). Les éponges possèdent plusieurs des caractéristiques propres à un bon indicateur. Ce sont des filtreurs sessiles dont l'espérance de vie est relativement longue et qui forment par conséquent des communautés stables rendant ainsi possible le suivi à long terme d'un écosystème donné. De plus elles sont beaucoup moins influencées que les autres organismes par les changements environnementaux temporaires (Rao *et al.*, 2007).

Les éponges sont des filtreurs actifs, c'est-à-dire qu'elles pompent l'eau à l'intérieur de leur cavité gastrique afin d'en extraire leur nourriture (Ruppert et Barnes, 1994). Le volume d'eau pompé par les éponges est impressionnant; un spécimen de un kilogramme peut filtrer jusqu'à 24 000 litres d'eau par jour (Wagner *et al.*, 1998). Ce sont donc des organismes particulièrement exposés à leur milieu ambiant et capables d'accumuler les divers polluants qui s'y trouvent tant sous la forme dissoute que particulaire (Schröder *et al.*, 1999; Rao *et al.*, 2007). Par conséquent les éponges ont développé une grande sensibilité à reconnaître les différents polluants présents dans le milieu ainsi que des mécanismes physiologiques permettant une réponse rapide et efficace de l'organisme afin de s'adapter et de survivre (Wagner *et al.*, 1998). Ces caractéristiques en font des organismes particulièrement résistants et d'excellents indicateurs biologiques pour des études portant sur les réponses biochimiques et physiologiques face à différents contaminants d'origine naturelle ou anthropique (Wagner *et al.*, 1998).

Plusieurs espèces d'éponges sont très tolérantes aux métaux lourds et leur capacité à les accumuler en font d'excellents bioaccumulateurs (Olesen et Weeks, 1994; Rao *et al.*, 2007). Lors de leurs expériences en laboratoire, Schröder *et al.* (1999) ont exposé des cubes d'éponge appartenant à l'espèce *Suberites domuncula* à de faibles concentrations de chlorure de cadmium (0,01 mg/l) et ont noté des concentrations de cadmium (Cd) 78 fois supérieures à celles du milieu ambiant après seulement six jours d'exposition. Ces mêmes auteurs

rapportent que des facteurs d'enrichissement en Cd de l'ordre de 17 500 ont déjà été observés en milieu naturel chez *S. donuncula*. Cette capacité de *S. donuncula* à accumuler le Cd a également été démontrée par les travaux de Wagner *et al.* (1998) portant sur l'apoptose cellulaire des éponges marines alors que Olesen et Weeks (1999) ont mis en évidence la capacité de l'éponge *Halichondria panicea* à accumuler du Cd de façon directement proportionnelle aux concentrations présentes dans le milieu ambiant.

Les porifères peuvent également nous renseigner de façon indirecte sur la qualité de l'environnement marin. Par exemple, Rao *et al.* (2007) ont démontré que la bioaccumulation de Cu, Pb et V par l'éponge méditerranéenne *Crambe crambe* occasionne des changements au niveau du comportement et des réponses physiologiques tels des altérations morphologiques, du taux de croissance et de la reproduction. Les travaux de Olesen et Weeks (1994) ont aussi démontré que de fortes concentrations de métaux lourds dans l'environnement marin, notamment de Cd, engendre une réduction du taux de filtration. Les éponges étant particulièrement intolérantes à des conditions de faibles concentrations en oxygène, une diminution significative du taux de filtration peut entraîner la mort de ces dernières. La diminution du taux de circulation d'eau entraîne une accumulation de la biomasse bactérienne à l'intérieur de l'organisme causant des infections pouvant mener à la mort de l'éponge (Olesen et Weeks, 1994). De façon plus générale encore, Guerra-Garcia *et al.* (2006), dans leurs travaux visant à tester le rôle des communautés infralittorales dans l'évaluation des conditions environnementales dans la baie d'Algeciras, ont trouvé des communautés d'éponges significativement plus riches et plus diversifiées dans les sites les moins pollués.

3.2 Les échinodermes

Les Échinodermes sont des organismes exclusivement marins caractérisés par une symétrie pentaradiaire et par la présence d'un squelette calcaire interne. On en compte environ 6000

espèces dont la grande majorité vit en étroite relation avec les fonds marins. Les échinodermes sont parmi les invertébrés marins les plus répandus et certains d'entre eux comme les étoiles de mer sont de véritables symboles de la vie marine. Les échinodermes se divisent en six classes : Les astérides (étoiles de mers), les ophiurides, les holothurides (concombres de mer), les échinoides (oursins), les crinoïdes et les concentricycloïdes récemment découverts et encore très mal connus (Ruppert et Barnes, 1994).

Bien que cette classe d'organisme ne soit pas très utilisée en tant que bioindicateur et qu'une petite fraction seulement des travaux publiés portant sur le sujet en font mention, les échinodermes peuvent s'avérer fort utiles dans certains cas, particulièrement lorsque les organismes normalement utilisés ne sont pas présents dans le milieu étudié. Ces organismes possèdent pour la plupart les caractéristiques recherchées chez un bioindicateur : ils sont sessiles ou ne se déplacent que sur de courtes distances, sont faciles à capturer et à identifier et comptent parmi les espèces prédominantes de la macrofaune benthique de nombreux écosystèmes marins (Warnau *et al.*, 2006). De plus, les régimes alimentaires spécifiques de ces organismes (holothuries dépositives, oursins brouteurs, étoiles de mer prédateurs de mollusques) peuvent fournir des renseignements précieux sur les transferts trophiques des différents polluants étudiés (Den Besten *et al.* 2001; Warnau *et al.*, 2006).

Au cours de leurs travaux de biomonitoring en mer du Nord, Den Besten *et al.* (2001) ont utilisé des biomarqueurs afin d'évaluer la bioaccumulation de différents polluants dans l'étoile de mer *Asterias rubens*. Ils en sont arrivés à la conclusion que cette méthode, combinée à des tests de toxicité des sédiments, peut être utilisée pour évaluer les risques associés à la pollution dans les estuaires. Ces mesures ont également permis de découvrir les principaux affluents responsables de la contamination de la mer du Nord en mettant en évidence des gradients de contamination élevés dans les caecum pyloriques (extensions de l'estomac) de *A. rubens* aux embouchures de certaines rivières provenant des Pays-Bas, de l'Angleterre et de l'Allemagne (Den Besten *et al.* (2001). D'autres études effectuées par les

mêmes auteurs ont démontré des accumulations de Cd et de BPC dans le système digestif, les gonades et les gamètes lorsque l'étoile de mer est exposée à ces polluants soit dans le milieu ambiant ou via des concentrations élevées dans les moules, sa nourriture principale.

Les holothuries, communément appelées concombre de mer, sont des organismes dépositives se nourrissant à partir de la matière organique présente dans la couche superficielle des sédiments ou en suspension dans la colonne d'eau. Ces organismes vivent donc en étroite relation avec les sédiments, lesquels contiennent la plus grande partie des métaux lourds présents dans le milieu marin (Warnau *et al.*, 2006). De plus, le faible taux d'élimination des métaux lourds de ces organismes en font des organismes présentant un bon potentiel bioaccumulateur. Ce raisonnement a amené Warnau *et al.* (2006) à utiliser *Holothuria tubulosa*, une espèce abondante et répandue dans l'ensemble de la Méditerranée, afin de compléter le faible inventaire de bioindicateurs disponibles pour évaluer le taux de contamination aux métaux lourds des herbiers de *Posidonia oceanica*, (phanérogame endémique de la Méditerranée) en Corse, en Italie et en France.

Les oursins sont des échinodermes herbivores caractérisés par la présence d'un squelette calcaire externe (Ruppert et Barnes, 1994). Ces derniers peuvent concentrer des éléments métalliques dans des proportions allant jusqu'à plusieurs milliers de fois celles du milieu ambiant. Des travaux effectués sur les espèces *Paracentotus lividus* et *Arbacia lixula* dans la baie de Portman, en Espagne, ont révélé une grande capacité de concentration de métaux lourds chez ces espèces notamment pour le manganèse, le fer, le plomb et le zinc (Daby, 2006). La capacité des oursins à concentrer les métaux lourds dans leurs tissus, gonades et fluides corporels a déjà fait l'objet de recherche au Royaume-Unis, en Irlande et en Égypte. Suite à des études réalisées par Daby (2006) visant à identifier le potentiel de certains organismes pour évaluer le taux de contamination des côtes de l'Île Maurice dans l'océan Indien, cet auteur a proposé l'espèce *P. lividus* comme bioindicateur de métaux lourds. D'autres tests utilisant les gamètes et les stades embryonnaires des oursins ont été développées pour mesurer la toxicité de certains composés et pour évaluer la qualité des

sédiments marins. Effectuées de façon routinière, ces analyses pouvant être réalisées à partir de nombreuses espèces d'oursins se sont avérées très sensibles (Den Besten *et al.* 2001).

Une autre façon d'utiliser les oursins comme bioindicateurs a également été mise de l'avant par des scientifiques d'un groupe de discussion (la 14^e conférence internationale sur les bioindicateurs environnementaux) portant sur les bioindicateurs dans les écosystèmes coralliens. Ces écosystèmes se maintiennent en grande partie grâce à la présence des herbivores qui broutent la matière végétale poussant à la surface des coraux. Sans les herbivores, les algues finissent par recouvrir entièrement les coraux, bloquant ainsi l'accès à la lumière et à la nourriture et entraînant la mort de ces derniers. Les scientifiques en sont ainsi venus à proposer d'utiliser les densités de *Diadema antillarum*, un oursin, et celles d'autres échinoïdes (oursins, dollars de sable) comme bioindicateurs de l'état des récifs coralliens (Sammarco *et al.*, 2007).

3.3 Les coraux

Le blanchiment des coraux est un phénomène qui affecte un grand nombre de récifs coralliens à travers le monde. Plusieurs récifs ont connu des pertes importantes et la situation générale continue de s'amplifier. Plusieurs facteurs sont responsables de cette dégradation des récifs coralliens dont l'apport continental en sédiment, les épidémies de maladies coralliennes, l'eutrophisation des eaux côtières causée par l'enrichissement en nutriments d'origine continentale, les pratiques de pêche destructives, la déstabilisation de certaines populations d'herbivores clés ainsi que le phénomène du réchauffement global qui engendre l'augmentation de la température des eaux de surface (Sammarco *et al.*, 2007). Afin d'identifier les causes de cette dégradation et d'assurer un suivi de la situation des récifs coralliens à travers le monde, plusieurs bioindicateurs ont été développés parmi lesquels on retrouve les coraux eux-mêmes et plus précisément les organismes appartenant à la famille

des madréporaires aussi appelés coraux vrais ou coraux bâtisseurs (Ruppert et Barnes, 1994; Daby, 2006).

La capacité de ces organismes à accumuler des polluants dans les couches superficielles de leur exosquelette calcaire permet, en plus de nous renseigner sur l'état actuel de l'écosystème, de retracer l'évolution de la situation sur plusieurs années à travers les différentes couches de l'exosquelette (Daby, 2006; Wang *et al.*, 2008). D'autres caractéristiques tels le blanchiment, des lésions, des formes de croissance anormales, des marques laissées sur l'exosquelette suite à un stress mécanique ainsi que l'envahissement des colonies par d'autres organismes peuvent être utilisées afin de déterminer l'état d'un récif corallien (Wang *et al.*, 2008).

Les discussions tenues dans le cadre de la 14^e conférence internationale sur les bioindicateurs environnementaux (14th ICEBI) ont mené à l'élaboration d'une série d'indicateurs potentiels spécifiques aux récifs coralliens parmi lesquels on retrouve les maladies coralliennes (taux d'affectation par unité de surface), le taux de couverture des coraux vivants incluant des mesures par espèce, la colonisation par des larves coralliennes de surfaces standardisées, ainsi que des biomarqueurs d'expression de gènes pour des réponses spécifiques et des biomarqueurs moléculaires tels les protéines de choc thermique et la métallothionine (Sammarco *et al.*, 2007).

L'agence américaine de protection de l'environnement (U.S. Environmental Protection Agency) a développé un protocole d'évaluation rapide de l'état des coraux. Ce protocole d'évaluation nécessitant peu d'investissements de temps et de ressources financières a été développé spécialement, bien que non-exclusivement, pour les états et les juridictions insulaires possédant des ressources limitées à consacrer à la protection des récifs coralliens. Il permet en effet de générer plusieurs indicateurs à partir de seulement trois types d'observations : l'identification des colonies, la taille des colonies et le pourcentage de tissus

vivants pour chaque colonie. Ces indicateurs permettent de caractériser l'état général des récifs coralliens ainsi que les effets des activités d'origine anthropique (Sammarco *et al.*, 2007).

3.4 Les vers marins

Les vers marins sont des organismes qui jouent un rôle important dans la plupart des écosystèmes marins partout sur la planète. Ils vivent en étroite association avec le substrat et occupent généralement une grande part de l'abondance et de la richesse spécifique des écosystèmes marins (Ruppert et Barnes, 1994). Le fait que la plupart d'entre eux passent la majorité de leur existence enfouis dans les sédiments ou cachés dans les anfractuosités les rendent peu visibles, mais leur omniprésence, tant sur les substrats durs que dans les substrats meubles, en font des organismes à considérer lorsque vient le temps de choisir des bioindicateurs afin d'évaluer certaines caractéristiques des écosystèmes marins (Ruppert et Barnes, 1994). Les vers marins appartiennent à deux phylums, soit les annélides et les némertes.

3.4.1 Les annélides

Les Annélides sont principalement représentés dans les écosystèmes marins par les vers de la classe des polychètes qui comptent souvent jusqu'à un tiers des espèces macrobenthiques rencontrées et jusqu'à 80% de l'abondance totale en plus de présenter de fortes valeurs de richesse, de diversité, de biomasse et de densité (Guerra-García et García-Gómez, 2004; Licciano *et al.*, 2007). Ils sont également connus comme étant de bons bioaccumulateurs de certains polluants comme les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les composés polychlorés issus de la pollution d'origine industrielle (Bocchetti *et al.*, 2004). Ces caractéristiques, en plus de la tolérance aux polluants ainsi qu'aux différentes

perturbations environnementales, sont autant de qualités recherchées chez un bioindicateur (Guerra-García et García-Gómez, 2004).

Dans leurs travaux de recherche portant sur les espèces sentinelles, Popham et D'Auria (1982) ont mis en évidence la capacité de *Eudistylia vancouveri*, un polychète de la famille des Sabellidés, à accumuler des quantités de titanium (Ti) et de vanadium (V) dans des proportions nettement supérieures à celles retrouvées dans les organismes normalement utilisés comme bioindicateurs de ces métaux dans cette région, c'est-à-dire les moules (*Mytilus* spp.). Guerra-García et García-Gómez (2004) affirment que les populations de polychètes retrouvées à l'intérieur des ports se démarquent des autres populations situées à l'extérieur des eaux portuaires par une richesse et une diversité spécifique peu élevées. La structure des populations de polychètes peut donc être utilisée pour évaluer la qualité de l'environnement marin dans un endroit donné en comparant celle-ci à un site témoin. Au cours de leurs travaux effectués dans le golf de Taranto, en Italie, Licciano *et al.* (2007) ont démontré la capacité de *Brancomma luctuosum*, un polychète filtreur de la famille des Sabellidés, à accumuler et à concentrer de grandes quantités de polluants microbiens et ce même lorsque ces polluants se retrouvent en très faibles proportions dans le milieu ambiant. Cette espèce a également démontré une grande adaptabilité aux milieux instables ainsi qu'une grande tolérance à des concentrations élevées de polluants. Les résultats obtenus ont amené les auteurs à proposer *B. luctuosum* non seulement comme bioindicateur du taux de pollution causée par les rejets urbains mais également en tant que biofiltre pour les eaux usées afin de détecter la présence de coliformes fécaux et de fournir de l'information sur la qualité de l'eau.

3.4.2 Les némerthes

Les némerthes sont des vers prédateurs qui chassent à l'aide d'un organe spécialisé qui se trouve à être une extension de leur probociste. Ce sont des organismes presque exclusivement marins dont plusieurs espèces peuvent atteindre une longueur dépassant un mètre (Ruppert et

Barnes, 1994). Bien que ces organismes soient présents dans la majorité des écosystèmes côtiers de la planète et qu'ils présentent plusieurs des caractéristiques propres à un bon bioindicateur, très peu d'attention a été portée jusqu'à maintenant à ce groupe d'invertébrés marins (McEvoy, 1988). Cependant, quelques travaux de recherche ont déjà démontré la capacité de plusieurs espèces de némerthes à accumuler des métaux lourds, notamment le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le zinc (Zn), le cuivre (Cu) et l'aluminium (Al) (McEvoy, 1988; McEvoy et Sundberg, 1993). Ces recherches ont entre autres permis d'identifier la rivière Glomma, en provenance de la Norvège, comme étant une des principales sources de pollution affectant la côte nord-ouest de la Suède (McEvoy et Sunberg, 1993).

Les némerthes sont aussi caractérisés par la production d'une grande quantité de mucus qui a pour fonction de protéger leur épiderme, de faciliter la locomotion et d'agir comme agent répulsif contre les prédateurs en raison de sa toxicité (Ruppert et Barnes, 1994). Cette épaisse couche de mucopolysaccharides possède une grande affinité à la formation de liens avec différents éléments ioniques en solution dans le milieu naturel incluant les métaux lourds (McEvoy, 1988). Par conséquent, cette couche de mucus confère deux avantages notables aux némerthes dans leur rôle de bioindicateur. Dans un premier temps, elle procure un avantage compétitif sur les autres espèces dans des conditions de très grande toxicité en agissant en tant que barrière protectrice entre l'épiderme et les polluants permettant ainsi de supporter des concentrations pouvant être fatales pour d'autres organismes. Deuxièmement, elle permet la détection de polluants lorsque les concentrations ambiantes sont faibles et ne peuvent être significativement accumulées par les autres organismes (McEvoy et Sunberg, 1993).

3.5 Les mollusques

Le phylum des mollusques est un des plus diversifié du règne animal avec plus de 130 000 espèces connues à ce jour dont la grande majorité habitent le milieu marin. Les gastéropodes

(escargots, littorines, bourgots, etc.) et les bivalves (moules, huîtres, palourdes, etc.), qui comptent respectivement environ 80% et 15% des espèces, représentent la majeure partie des sept classes de mollusques existantes (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003). Les mollusques sont le groupe d'invertébrés macrobenthiques ayant reçu le plus d'attention de la part des chercheurs dans le domaine de la bioindication et du biomonitoring (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003). Leur omniprésence dans les écosystèmes marins, leur abondance, leur mode de vie sédentaire et la facilité avec laquelle ils peuvent être récoltés en ont fait des organismes de prédilection auprès des chercheurs (Espinosa *et al.*, 2007). Plusieurs travaux de recherche ont déjà confirmé leur capacité à accumuler les métaux lourds et ils sont reconnus comme étant le groupe d'invertébrés le plus sensible au tributylétain (TBT), un puissant biocide utilisé pendant de nombreuses années dans les peintures appliquées sur les coques de bateaux (Liehr *et al.*, 2005; Oehlmann *et al.*, 1996).

3.5.1 Les gastéropodes

La classe des gastéropodes est la plus grande et la plus diversifiée des classes de mollusques. Ce sont des animaux principalement benthiques que l'on retrouve sur tous les types de substrats présents dans le milieu marin (Ruppert et Barnes, 1994). Malgré cela, la majorité des études utilisant des mollusques comme bioindicateurs utilisent des membres de la famille des Bivalves et beaucoup moins d'attention a été portée aux gastéropodes jusqu'à présent (Ying *et al.*, 1993). Pourtant, plusieurs espèces de gastéropodes possèdent des qualités recherchées chez un bon bioindicateur et ont déjà été utilisées par les chercheurs notamment lors de travaux portant sur la contamination du milieu marin par les métaux lourds, le TBT et les BPC.

Le bigorneau, *Littorina littorea*, ainsi que d'autres espèces appartenant à la même famille comme *Littorina brevicula*, par exemple, ont déjà été employées comme indicateurs de métaux lourds des deux côtés de l'Atlantique ainsi que dans d'autres endroits sur la planète

(Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003). Daby (2006) rapporte également l'utilisation de *Nucella lapillus* en Irlande et de *Thais clavigera* au Japon comme indicateurs de métaux lourds alors que Ying *et al.* (1993) ont fait appel à *Polinices sordidus* pour leurs travaux portant sur l'accumulation et la régulation des métaux lourds dans la zone intertidale de la baie de Quibray, en Australie. Gaitonde *et al.* (2006) ont pour leur part utilisé un biomarqueur, soit l'activité de l'acétylcholinestérase chez *Cronia contracta*, afin d'évaluer le degré de contamination par les contaminants neurotoxiques (métaux lourds, hydrocarbures pétroliers (HCP)) de la côte de Goa.

L'imposex est un type de pseudohermaphroditisme affectant les gastéropodes de la famille des Prosobranches. Il a été décrit pour la première fois en 1970 et est caractérisé par le développement de caractères sexuels mâles, notamment un pénis, un spermiduc et/ou des canaux déférents chez un gastéropode femelle (Huet *et al.*, 1995). Ce phénomène, observé jusqu'à présent chez plus de 120 espèces appartenant à plus de 60 genres différents, est causé par la présence de tributylétain (TBT) dans le milieu marin (Oehlmann *et al.*, 1996). La virilisation des femelles a été divisée en 6 stades distincts sur la base desquels ont été développés différents indices, tels le VDSI (vas deferent sequence index) et le RPSI (relative penis size index) (Oehlmann *et al.*, 1996) qui ont été utilisés avec succès dans plusieurs études portant sur la contamination du milieu marin par le TBT (Bauer *et al.*, 1995; Oehlmann *et al.*, 1998).

Les espèces affectées par le phénomène de virilisation des femelles (imposex) ne se retrouvent pas dans tous les écosystèmes. De plus, les fortes concentrations de TBT que l'on peut retrouver dans les ports et les marinas peuvent être fatales pour certaines espèces. Par conséquent, l'évaluation du taux de contamination par les TBT de ces endroits via l'utilisation des indices imposex devient impossible (Oehlmann *et al.*, 1998). Cependant, vers le milieu des années 1990, on a découvert que le gastéropode *Littorina littorea*, une espèce très répandue et d'une grande tolérance au TBT, n'est pas affecté par l'imposex mais

développe plutôt des malformations de l'appareil génital féminin en présence de fortes concentrations de TBT (Oehlmann *et al.*, 1996). Ce phénomène, caractérisé par des altérations au niveau de l'oviducte, comprend quatre stades de développement à partir desquels les chercheurs ont développés un indice, le ISI (intersex index), servant à évaluer le taux de contamination au TBT (Bauer *et al.*, 1995). Cet indice a déjà été utilisé avec succès dans plusieurs endroits dans le monde notamment en Écosse, en Irlande, en Angleterre, en France, aux États-Unis, au Canada, en Asie du Sud-Est, en Nouvelle-Zélande et en Australie (Oehlmann *et al.*, 1998).

Les gastéropodes peuvent également être utilisés à d'autres fins qu'au biomonitoring des métaux lourds et du TBT. Par exemple, des recherches effectuées par l'équipe de Zhao *et al.* (2005) dans la mer de Bohai, en Chine, ont révélé que les gastéropodes accumulent d'avantage les BPC que les mollusques de la classe des bivalves. Ils en sont arrivés à la conclusion que certaines espèces de gastéropodes peuvent être utilisées en tant que bioindicateurs ou espèces sentinelles pour l'évaluation du taux de contamination aux BPC des côtes chinoises. Finalement, de façon plus générale, Espinosa *et al.* (2007) proposent d'utiliser la composition des communautés de patelles du port de Ceuta (Afrique du Nord) comme bioindicateur de l'état des côtes soumises au déversement des eaux usées.

3.5.2 Les bivalves

Les bivalves sont des mollusques caractérisés par la présence d'une coquille composée de deux parties (deux valves), l'absence de radula et un mode de vie presque exclusivement sessile (Ruppert et Barnes, 1994). En tant que filtreurs, les bivalves sont réputés être de bons indicateurs de pollution et leur utilisation comme bioindicateur remonte au milieu des années 1970 avec la mise en place du premier programme de biomonitoring international : le Mussel Watch Program (voir chapitre 4) (Gaitonde *et al.*, 2006; Smolders *et al.*, 2003). Il s'agit du groupe d'organismes de loin le plus étudié dans le domaine de l'évaluation de la

contamination du milieu marin par les métaux lourds et certains groupes comme les moules, les huîtres et les palourdes ont fait l'objet de nombreuses recherches et sont utilisés partout à travers le monde dans les programmes de biomonitoring (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003).

La grande majorité des recherches impliquant les bivalves en milieu marin concernent la bioaccumulation des métaux lourds par ces derniers. Ces organismes, en raison de leur mode de vie sédentaire, de leur large distribution, de leur espérance de vie relativement grande et de leur capacité à accumuler les polluants, sont considérés comme d'excellents bioindicateurs et sont d'une grande utilité dans les programmes de biomonitoring des métaux lourds (Huang *et al.*, 2007; Zhao *et al.*, 2005). Ils sont principalement reconnus pour leur capacité à accumuler des métaux comme l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb, le mercure l'argent et le zinc (Boening, 1999) et de nombreuses espèces appartenant aux genres *Mytilus*, *Perna*, *Crassostrea*, *Saccostrea* et *Ostrea* ont récemment fait l'objet d'études un peu partout à travers le monde (Daby, 2006). En raison de leur mode d'alimentation particulier, les bivalves accumulent les métaux lourds présents dans le milieu marin à partir de trois principales formes différentes : la forme dissoute contenue dans l'eau filtrée, la forme organique contenue dans la nourriture ingérée et la forme inorganique particulaire en suspension dans la colonne d'eau (Huang *et al.*, 2007). Ainsi, l'information recueillie à partir de l'étude des bivalves reflète davantage le taux de contamination de la colonne d'eau que celui des sédiments et ce, malgré que le comportement fouisseurs de certains d'entre eux tend à augmenter la quantité de métaux lourds de la couche d'eau superficielle par la remise en suspension de sédiments. (Boening, 1999; Liehr *et al.*, 2005).

On retrouve les moules du genre *Mytilus* dans la plupart des eaux côtières de la planète et, par conséquent, elles sont parmi les plus utilisées dans les programmes de biomonitoring (Smolders *et al.*, 2003). La moule bleue (*Mytilus edulis*) est reconnue comme étant un bon indicateur de métaux lourds et elle a été utilisée dans certaines régions du Groenland afin

d'évaluer les effets de l'activité minière sur les eaux côtières (Boening *et al.*, 1999). Mubiana *et al.* (2005) s'en sont servis afin d'effectuer un suivi de la concentration de neuf différents métaux (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) dans l'estuaire de Scheldt, aux Pays-Bas, entre 1996 et 2002. Les auteurs ont constaté une tendance à la baisse pour chacun des métaux étudiés durant la période de suivie. D'autres travaux de recherche visant à mesurer les niveaux de contamination aux métaux lourds et aux pesticides organochlorés (POC) dans les eaux côtières de Singapour ont fait appel à la moule verte (*Perna viridis*), un bivalve répandu dans l'Asie-Pacifique et reconnu pour ses capacités à bioaccumuler ces types de polluants (Bayen *et al.*, 2004). Bien qu'elles soient très utilisées dans les programmes de biomonitoring, les moules présentent un désavantage particulier; elles se reproduisent de façon sporadique et selon des intervalles de temps plutôt long ce qui les rendent peu appropriées pour les suivis à court terme ainsi que pour les travaux impliquant des indicateurs comme les effets des polluants sur la reproduction et le recrutement (Boening *et al.*, 1999).

Plusieurs espèces d'huîtres ont également été utilisées avec succès dans les programmes de biomonitoring. Certaines espèces se sont révélées être de meilleurs bioaccumulateurs de métaux lourds que les moules. Par exemple, les espèces *Crassostrea virginica* et *Crassostrea brasiliana* sont fréquemment utilisées en région tropicale et sont préférées à d'autres espèces de moules présentes dans ces écosystèmes afin d'évaluer l'état des eaux côtières sujettes aux déversements industriels (Meyer *et al.*, 1998). Une autre espèce, la palourde *Arctica islandica*, est considérée comme étant un excellent bioindicateur du taux de contamination des sédiments. Ceci est dû à sa remarquable espérance de vie (environ 80 ans pour la mer Baltique et plus de 200 ans pour l'Atlantique) qui lui permet d'accumuler des métaux lourds dans sa coquille durant une longue période reflétant ainsi l'historique du taux de contamination des sédiments sur plusieurs décennies (Liehr *et al.*, 2005). Les bivalves possèdent aussi la capacité d'accumuler différents types de particules, de bactéries et de virus ce qui en font de bons alliés dans les études microbiologiques d'évaluation de risque pour la

santé humaine dans des domaines comme la pisciculture et la mariculture (Licciano *et al.*, 2007).

Chapitre 4

Bioindicateurs benthiques et organisations internationales

La pollution marine est un problème qui touche tous les pays du monde. L'océan n'a pas de frontière et les effets de la pollution sur les écosystèmes marins et sur la santé humaine peuvent parfois se faire sentir très loin de la source de pollution (Johnson, 2008). En effet, les eaux de ruissellement, le transport par les rivières, les vents, les eaux de pluies et les courants marins font en sorte que pratiquement aucun lieu sur la planète n'est à l'abri des problèmes de pollution. Par conséquent, il est important de mettre sur pied des méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement marin utilisables par l'ensemble des pays. Le développement de tels indicateurs est en accord avec le chapitre 40 de l'Action 21 de la CNUCED (Conférence des Nations Unies pour le commerce et le développement) intitulé : L'information pour la prise de décision. Action 21 est une série de mesures mises de l'avant par la CNUCED afin d'arriver à une utilisation durable de l'environnement (Magni, 2005). Bien que des méthodes de mesure de polluants de plus en plus précises et sophistiquées voient le jour dans les pays industrialisés, ces méthodes sont souvent trop coûteuses pour être implantées dans les pays en voie de développement qui sont parfois aux prises avec de graves problèmes de pollution et une législation environnementale défailante. C'est pourquoi des méthodes efficaces, peu coûteuses et faciles à mettre en œuvre doivent être développées afin de favoriser la mise en place d'un vaste réseau d'information applicable à l'ensemble du globe (Smolders *et al.*, 2003). Le développement et l'utilisation de bioindicateurs est une méthode de plus en plus répandue et privilégiée par de nombreuses organisations internationales œuvrant dans le domaine de l'évaluation environnementale (Sisula, 1995).

4.1 Le Mussel Watch Program

Le premier Mussel Watch Program a vu le jour en 1976 en Californie (États-Unis) et est considéré comme l'un des tous premiers programmes d'évaluation environnementale à grande échelle utilisant des bioindicateurs (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003). Par la suite, plusieurs pays se sont joints au fil des ans en créant leur propre Mussel Watch Program. De nos jours, la plupart de ces pays se sont regroupés afin de créer de plus grandes instances comme le Asian Mussel Watch Program et le Mediterranean Mussel Watch Program (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003). Ces programmes ont développé un système d'échange d'informations désigné sous l'appellation de International Mussel Watch Program et qui est basé sur la cueillette et l'analyse de sédiments et de mollusques bivalves. L'information échangée sert à évaluer la répartition géographique des métaux lourds et des polluants organiques dans les eaux côtières et à dégager les principales tendances à long terme (Stephenson *et al.*, 1995).

Le Mussel Watch Program est l'un des programmes de biomonitoring ayant connu le plus de succès jusqu'à présent. Il a permis d'amasser un très grand nombre de données dans de nombreux endroits sur la planète et sur une longue période de temps (Stephenson *et al.*, 1995) et c'est à lui que l'on doit la première mention de la présence de BPC dans les bivalves des côtes de l'Amérique du Sud au début des années 1990 (Mendoza *et al.*, 2006). C'est également grâce au Mussel Watch Program, et plus précisément le Mediterranean Mussel Watch Program, que les scientifiques ont pu identifier une baisse des résidus de DDT et de BPC de plus de 80% depuis leur bannissement. C'est aussi en comparant les nombreuses données obtenues au cours des années avec les données de production et d'utilisation de ces polluants en Europe de l'Ouest que les scientifiques ont pu obtenir une preuve supplémentaire de la persistance de ces substances dans le milieu marin (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003).

4.2 La convention OSPAR

En 1971, le *Stella Maris*, un navire avec un chargement de déchets organochlorés, quittait le port de Rotterdam et appareillait en direction de la mer du Nord afin d'aller déverser sa cargaison en pleine mer. La nouvelle créa un véritable scandale dans la communauté internationale qui réussit néanmoins à empêcher le déversement. Cet épisode mena à la création, en 1972, de la Convention d'Oslo sur les déversements en mer. Son champ d'action fut élargi par la mise sur pied, en 1974, de la Convention de Paris sur le contrôle des déversements de polluants d'origine terrestre et en provenance des plates-formes industrielles (Johnson, 2008). La convention OSPAR, qui vit le jour en 1992, est le résultat de l'unification de ces deux conventions. Elle compte 15 pays membres (Belgique, Danemark, Finlande, France, Allemagne, Islande, Irlande, Luxembourg, Pays-Bas, Norvège, Portugal, Espagne, Suède, Suisse et Royaume-Unis) en plus d'être signée par la Communauté Économique Européenne (OSPAR, 2009). Sa mission est la protection de l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est en se basant sur le principe de précaution et le principe du pollueur-payeur. Ces membres s'engagent à mettre de l'avant différents programmes et mesures en accord avec les concepts de meilleure technologie et de meilleure pratique environnementale (Stagg, 1998).

La Commission OSPAR est en charge de l'administration et de la mise en application des objectifs dictés par la convention. Pour y parvenir, la Commission dispose d'un ensemble de lois internationales, de mesures et de programmes nationaux visant à combattre les différentes menaces qui pèsent sur l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est (Johnson, 2008). Durant les années 1990, la Commission a effectué un virage, passant d'une approche toxicologique centrée sur la surveillance de certains polluants particuliers à une approche écosystémique visant la préservation des écosystèmes et de la biodiversité dans les eaux sujettes à la Convention. Pour y parvenir, la Commission a déterminé des objectifs de qualité écologique (EcoQOs) et a mis sur pied un ensemble d'indicateurs environnementaux

permettant d'évaluer la situation et de mesurer le chemin parcouru par rapport aux objectifs fixés (OSPAR, 2009). Certains de ces objectifs concernent spécifiquement les communautés benthiques et l'évaluation de leur atteinte passe presque exclusivement par l'utilisation de bioindicateurs issus de la macrofaune benthique. Parmi ceux-ci, on compte des indicateurs liés aux phénomènes de l'imposex et de l'intersex (Oehlmann *et al.*, 1998), à la densité des espèces sensibles, au taux de mortalité du zoobenthos et aux changements dans les communautés zoobenthiques (Heslenfeld et Enserink, 2008). La place qu'occupent les communautés benthiques et leurs indicateurs dans les programmes d'évaluation environnementale de la Commission est de plus en plus grande, principalement depuis l'adoption par la Convention, en 1998, de l'Annexe V portant sur le développement d'objectifs écologiques spécifiques aux communautés benthiques, aux communautés de poissons, aux mammifères marins et aux oiseaux de mers (Heslenfeld et Enserink, 2008).

4.3 La Commission Océanique Intergouvernementale (COI)

La Commission Océanique intergouvernemental (COI) est un organisme affilié à l'UNESCO (Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture) qui travaille à la promotion de la coopération internationale dans la recherche et la protection des océans. Elle a vu le jour en 1960 et compte actuellement 136 pays membres et est à la tête de nombreux programmes et siège sur plusieurs comités des Nations Unies (IOC, 2009). Un des programmes géré par la COI, le Global Investigation of Pollution in the Marine Environment (GIPME), a pour but l'évaluation de la présence de contaminants dans le milieu marin et de leurs effets sur la santé humaine, les écosystèmes et les ressources marines. Afin de donner des instruments de travail permettant au GIPME de remplir ses objectifs, la COI a créé en 1999 un groupe d'étude sur les indicateurs benthiques mieux connu sous le nom de IOC Study Group on Benthic Indicators (UNESCO, 2000). Les objectifs de ce groupe d'études sont 1) réunir et synthétiser des données sur le benthos marin et les conditions environnementales de certaines zones côtières particulières et de déterminer les patrons de

répartition et d'abondance des espèces en fonction des caractéristiques environnementales, 2) développer des indicateurs benthiques fiables et faciles à utiliser à grande échelle et dans plusieurs endroits dans le monde, 3) démontrer l'efficacité de ces indicateurs à travers leur application dans différentes régions côtières du monde et 4) promouvoir leur utilisation à grande échelle par la diffusion des résultats obtenus via différents moyens tels la publication de rapports, les colloques, les sites internet, etc. (IOC, 2009). Les indicateurs mis au point par le groupe de recherche ont été choisis de façon à pouvoir différencier clairement les zones non perturbées des zones fortement perturbées à partir des caractéristiques biologiques et physico-chimiques des écosystèmes benthiques. Parmi ceux-ci on retrouve des indicateurs biotiques (composition et structure des communautés benthiques, biomasse, etc.), et des indicateurs abiotiques (salinité, propriétés des sédiments, taux de matière organique, présence de sulfite, d'ammoniac et de contaminants, etc.) (Magni, 2003).

4.4 L'OCDE

L'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) a été créée en 1961 et son secrétariat général se trouve à Paris. Elle compte 30 pays membres et ses principaux objectifs sont le soutien d'une croissance économique durable, le développement de l'emploi, l'élévation du niveau de vie, le maintien de la stabilité financière, l'aide au développement économique et la croissance du commerce mondiale. Parallèlement à ces objectifs de nature économique, l'OCDE poursuit également des objectifs environnementaux en lien avec le développement durable qui sont : 1) inciter les marchés à œuvrer pour un environnement plus sain, 2) mettre la science et la technologie au service de tous, 3) réduire le gaspillage et la pollution et 4) inviter les pays membres à se pencher sur les questions énergétiques (OCDE, 2009). Afin de rencontrer ses objectifs en matière d'environnement, l'organisation surveille de près les performances environnementales de ses membres. En effet, les politiques environnementales de chacun des pays membres ainsi que les résultats obtenus sont évalués par une équipe d'experts tous les quatre ans (Sisula, 1995). Afin de

faciliter l'évaluation de leur performance environnementale, certains pays de l'OCDE travaillent donc à développer une liste d'indicateurs et le Canada, appuyé par les pays nordiques, a proposé l'incorporation d'un plus grand nombre de bioindicateurs à cette liste incluant des bioindicateurs marins et benthiques (Johnson, 2008). L'OCDE est d'abord et avant tout à la recherche de bioindicateurs spécifiques à certains polluants ou groupes de polluants, peu dispendieux et faciles à utiliser dans des programmes de surveillance à grande échelle (Sisula, 1995).

4.5 Les conférences internationales sur les bioindicateurs environnementaux

Depuis 1992, il se tient à chaque année dans le monde une conférence internationale sur les bioindicateurs environnementaux. Cette conférence est l'occasion pour de nombreux scientifiques et décideurs politiques issus de plusieurs institutions, organisations ou gouvernements de se rencontrer et d'échanger sur les différents problèmes, avancées ou réalisations dans différents domaines des sciences environnementales impliquant l'utilisation de bioindicateurs. Chaque conférence porte sur un thème spécifique afin d'orienter les discussions qui s'y tiendront et de tenter de trouver des solutions concrètes à des problèmes spécifiques. Lors de la 14^{ème} conférence internationale sur les bioindicateurs environnementaux (14th ICEBI) qui s'est déroulée du 24 au 26 avril 2006 à Linthicum Heights au Maryland, États-Unis, le comité organisateur a mis sur pied le premier groupe de discussion de la conférence portant sur un thème précis. Cette initiative a été répétée depuis à chacune des conférences subséquentes (Sammarco *et al.*, 2007).

En 2006, cette table ronde portait spécifiquement sur les bioindicateurs environnementaux dans les écosystèmes coralliens. La discussion a débouché sur une liste de bioindicateurs potentiels qui pourraient être utilisés par les différentes agences en charge des programmes de protection des écosystèmes coralliens. Parmi ces indicateurs on compte des mesures de paramètres typiquement benthiques tels les maladies coralliennes, le taux de couverture des

coraux vivants, le taux de colonisation de surfaces standardisées par des larves de coraux, la densité de l'oursin *Diadema antillarum* et d'autres oursins brouteurs, la densité des éponges causant de la bioérosion ainsi que les biomarqueurs géniques et moléculaires (Sammarco *et al.*, 2007)

Conclusion

L'utilisation des bioindicateurs dans l'évaluation de la qualité des écosystèmes marins est en plein développement. Les nombreuses découvertes scientifiques et les avancées technologiques complexifient sans cesse ce champ d'étude tout en élargissant ses différents domaines d'application. Comme il a été vu, l'apparition et la multiplication de termes techniques peut parfois compliquer la compréhension des documents et la communication entre les chercheurs d'autant plus que ceux-ci ne s'entendent pas toujours entre eux sur la définition de certains concepts. Cependant, les définitions données dans cet essai rendent compte des différents concepts tels que la plupart des scientifiques les entendent et les utilisent dans leurs travaux.

Bien que la diversité des polluants affectant le milieu marin soit extraordinairement élevée, les chercheurs, au fil des années, ont concentré leurs recherches sur un nombre assez restreint d'entre eux. Il s'agit généralement des polluants présentant un risque direct pour la santé humaine et de ceux dont les effets sur les écosystèmes sont évidents et parfois même dévastateurs. Depuis l'apparition de l'utilisation des bioindicateurs dans l'évaluation de la qualité de l'environnement marin, les sujets ayant attiré le plus l'attention des chercheurs sont, dans l'ordre : les métaux lourds, les polluants organiques persistants d'origine chimique (BPC, DDT, TBT, etc.), les hydrocarbures et les différents problèmes de pollution liés au déversement des effluents le long des côtes. Initialement, la mesure de ces polluants et de leurs effets sur les écosystèmes marins reposait essentiellement sur l'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau et des sédiments et les indicateurs utilisés étaient en grande partie des indicateurs abiotiques. Cependant, la place accordée aux bioindicateurs n'a cessé d'augmenter au cours des années principalement en raison de leur capacité à rendre compte de l'effet individuel ou combiné des différents polluants à long terme sur les organismes et

les écosystèmes marins et à déterminer les seuils critiques au-delà desquels la présence de polluants dans les écosystèmes marins peut devenir catastrophique autant du point de vue de l'intégrité des écosystèmes que de celui de la santé humaine. L'utilisation d'indicateurs strictement abiotiques ne permet pas la détermination de ces seuils critiques qui jouent le rôle de système d'alarme et permettent de mettre en place des mesures de protection avant qu'il ne soit trop tard.

La macrofaune benthique est abondamment utilisée dans les domaines de la bioindication et du biomonitoring parce qu'elle présente de nombreuses caractéristiques spécifiques aux bons indicateurs biologiques et parce qu'elle se prête bien à l'étude des principaux polluants marins. En effet, la grande majorité de la macrofaune benthique est constituée d'invertébrés sédentaires ou à faible mobilité et vivant en étroite relation avec le substrat et la colonne d'eau. De plus, un grand nombre de ces organismes (espèces, genres ou familles) sont largement répandus et se retrouvent un peu partout sur la planète et sont par conséquent idéales pour la mise en place de programmes de suivi environnementaux à grande échelle. Depuis 1970, environ 25% des recherches effectuées dans le domaine de la bioindication utilisent des invertébrés.

Les bioindicateurs issus de la macrofaune benthique marine sont désormais largement utilisés et sont inclus dans plusieurs programmes nationaux et internationaux d'évaluation et de suivi de la qualité de l'environnement marin. Leur accessibilité et leur capacité à fournir de l'information fiable et de qualité à faibles coûts en font des outils de prédilection pour les programmes environnementaux à grande échelle. Leur faible coût d'utilisation les rendent également très intéressants pour les pays en voie de développement aux prises avec des problèmes de pollution marine et ne disposant pas de beaucoup de ressources pour instaurer et maintenir des programmes d'évaluation et de suivi. Le grand défi est désormais d'arriver à développer et à implanter des programmes environnementaux à l'échelle internationale. La collecte de données sur une base régulière et à long terme ainsi que le partage de

l'information sont essentiels à la compréhension des menaces qui, de plus en plus, pèsent sur les écosystèmes marins du monde entier. En effet, à chaque année, de nombreux organismes ou pays doivent mettre de côté des programmes environnementaux faute de moyens privant ainsi la communauté internationale d'informations importantes pour la prise de décision et l'orientation des politiques environnementales. Il faut donc que la communauté internationale se donne les moyens de mettre en place des systèmes de collecte et d'échange d'informations qui perdureront dans le temps et qui permettront de mieux faire face aux problèmes de pollution marine présents et futurs. L'utilisation de bioindicateurs issus de la macrofaune benthique a déjà fait ses preuves dans le domaine et sera amenée sans aucun doute à occuper une place de plus en plus importante dans l'élaboration des grands programmes de conservation du milieu marin.

Liste des références

- Abdullah, MD.P. (1997). Hydrocarbon pollution in the sediment of some Malaysian coastal areas. *Environmental Monitoring and Assessment* 44, 443-454.
- Affaire indienne et du Nord Canada, (2009). http://nwt-tno.inac-ainc.gc.ca/card/pdf/eng/-Northern%20Contaminants%20program/french/Metaux_f.pdf. 20 avril 2009.
- Arapis, G. (2005). Modern Problems of Ecotoxicology. *Equidosimetry – Ecological Standardization and Equidosimetry for Radioecology and Environmental Ecology*, Springer Netherlands, editors (Athènes : NATO Security trough Science Series), pp. 101-109.
- Bauer, B., Fioroni, P., Ide, I., Liebe, S., Oehlmann, J., Stroben, E. et Watermann, B. (1995). TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*: a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia* 309, 15-27.
- Bayen, S., Thomas, G.O., Lee, H.K. et Obbard, J.P. (2004). Organochlorine pesticides and metals in green mussel, *Perna viridis* in Singapore. *Water, air, and soil pollution* 155, 103-116.
- Bocchetti, R., Fattorini, D., Gambi, M.C. et Regoli, F. (2004). Trace metal concentrations and susceptibility to oxidative stress in the polichaete *Sabella spallanzanii* (Gmelin) (Sabellidae): potential role of antioxidants in revealing stressful environmental conditions in the Mediterranean. *Archives of environmental contamination and toxicology* 46, 353-361.
- Boening, D.W. (1999). An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental monitoring and assessment* 55, 459-470.
- Bresler, V., Mokady, O., Fishelson, L., Feldstein, T. et Abelson, A. (2003). Marine molluscs in environmental monitoring : II. Experimental exposure to selected pollutants. *Helgoland marine research* 57, 206-211.

- Burger, J. (2006). Bioindicators : a review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental bioindicators 1*, 136-144.
- Burger, J., Gochfeld, M. et Jewett, S. (2006). Selecting species for marine assessment of radionuclides around Amchitka : planning for diverse goals and interests. *Environmental monitoring and assessment 123*, 371-391.
- Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Lane, M.F., Dauer, D.M. et Costa, M.J. (2006). Seasonal and spatial patterns of distribution of subtidal benthic invertebrate communities in the Mondego River, Portugal – a poikilohaline estuary. *Hydrobiologia 555*, 59-74.
- Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. La lutte contre les BPC : nature du problème. http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1016_fr.pdf. 15 avril 2009.
- Daby, D. (2006). Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air and soil pollution 174*, 63-91.
- D'Adamo, R., Di Stasio, M. et Fabbrochini, A. (2008). Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study. *Environmental monitoring and assessment 143*, 15-24.
- den Besten, P.J., Postma, J.F., de Valk, S., Dubbeldam, M. et Everaarts, J.M. (2001). Environmental monitoring in the North Sea by combining biomarkers studies in the sea stars *Asterias rubens* with sediment quality assessment based on sea urchin bioassays. *Biomarkers in Marine Organisms : A Practical Approach*, Ph. Garrigues, H. Barth, C.H. Walker et J.F. Narbonne, editors (Amsterdam; New York : Elsevier Science), pp. 279-330.
- Espinosa, F., Guerra-García, J.M. et García-Gómez, J.C. (2007). Sewage pollution and extinction risk : an endangered limpet as bioindicator? *Biodiversity and conservation 16*, 377-397.

- Fränzle, O. (2003). Bioindicators and environmental stress assessment. Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications, B.A. Market, A.M. Breure, H.G. Zechmeister, editors (Amsterdam : Elsevier Science Ltd.), pp. 41-84.
- Fresi, E., Scardi, M. et Penna, M. (2005). Assessing environmental quality in benthic ecosystems : the role of community structure models. Indicators of stress in the marine benthos, IOC workshop report No. 195, p. 45.
- Gaitonde, D., Sarkar, A., Kaisary, S., Silva, C.D., Dias, C., Rao, D.P., Ray, D., Nagarajan, R., De Sousa, S.N., Sarker, S. et Patill, D. (2006). Acetylcholinesterase activities in marine snail (*Cronia contracta*) as a biomarker of neurotoxic contaminants along the Goa coast, west coast of India. *Ecotoxicology* 15, 353-358.
- Gómez Gesteira, J.L. et Dauvin, J.-C. (2000). Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine pollution bulletin* 40, 1017-1027.
- Guerra-García, J.M. et García-Gómez, J.C. (2004). Polychaete assemblages and sediment pollution in a harbour with two opposing entrances. *Helgoland marine research* 58, 183-191.
- Guerra-García, J.M., Maestre, M.J., González, A.R. et García-Gómez, J.C. (2006). Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as bioindicator: a multivariate approach in Algeciras bay. *Environmental monitoring and assessment* 116, 345-361.
- Harding, L.W. et Phillips, J.H. (1978). Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on marine phytoplankton photosynthesis and cell division. *Marine Biology* 49, 93-101.
- Hellou, J., Leonard, J., Cook, A., Doe, K., Dunphy, K., Jackman, P., Tremblay, L. et Flemming, J.M. (2009). Comparison of the partitioning of pesticides relative to the survival and behaviour of exposed amphipods. *Ecotoxicology* 18, 27-33.
- Heslenfeld, P. et Enserink, E. L. (2008) OSPAR Ecological Quality Objectives: the utility of health indicators for the North Sea. *ICES journal of marine science* 65, 1392-1397.

- Huang, H., Wu, J.Y. et Wu, J.H. (2007). Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. *Environmental monitoring and assessment* 129, 315-320.
- Huet, M., Fioroni, P., Oehlmann, J. et Stroben, E. (1995). Comparison of imposex response in three prosobranch species. *Hydrobiologia* 309, 29-35.
- Hyland, J. (2000). A multivariates environmental database for estuaries of the southeastern USA : overview and implications for the new UNESCO initiative on determining global indicator of benthic health. *Ad Hoc Benthic Indicator Group-Results of Initial Planning Meeting*, IOC technical series No. 57, 14-19.
- Hyland, J. (2005). Developing indicators of stress in the marine benthos : the UNESCO/IOC ad-hoc benthic indicator group. *Indicators of stress in the marine benthos*, IOC workshop report No. 195, 8.
- Ifremer environnement. <http://wwz.ifremer.fr/envlit>. 20 avril 2009.
- IOC (International Oceanographic Commission). <http://ioc-unesco.org>. 13 avril 2009.
- Johnson, D. (2008) Environmental indicators: their utility in meeting the OSPAR Convention's regulatory needs. *ICES journal of marine science* 65, 1387-1391.
- Kaiser, J. (2001). *Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment* (Enfield: Sciences publishers inc.).
- Kennish, M.J., Ruppel, B.E. (1996a). DDT contamination in selected estuarine and coastal marine finfish and shellfish of New Jersey. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31, 256-262.
- Kennish, M.J., Ruppel, B.E. (1996b). Polychlorinated biphenyl contamination in selected estuarine and coastal marine finfish and shellfish of New Jersey. *Estuaries* 19, 288-295.
- Key, P.B., Wirth, E.F. et Fulton, M.H. (2006). A review of grass shrimp, *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental bioindicators* 1, 115-128.

- Koenig, M.L., Eskinazi-Leça, E., Neumann-Leitão, S. et de Macêdo, S.J. (2002). Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). *Acta botânica brasílica* 16, 407-420.
- Kuzyk, Z.Z.A., Burgess, N.M., Stow, J.P. et Fox, G.A. (2003). Biological effects of marine PCB contamination on black guillemot nestlings at Saglek, Labrador : liver biomarkers. *Ecotoxicology* 12, 183-197.
- Licciano, M., Stabili, L., Giangrande, A. et Cavallo, R.A. (2007). Bacterial accumulation by *Branchiommma luctuosum* (annelida: polychaeta): a tool for biomonitoring marine systems and restoring polluted waters. *Marine Environmental Research* 63, 291-302.
- Liehr, G.A., Zettler, M.L., Leipe, T. et Wilt, G. (2005). The ocean quahog *Arctica islandica* L. : a bioindicator for contaminated sediments. *Marine biology* 147, 671-679.
- Magni, P. (2003). Biological benthic tools as indicators of coastal marine ecosystems health. *Chemistry and ecology* 19, 363-372.
- Magni, P. (2005). Preface. IOC Workshop Report No. 195 - Indicators of Stress in the Marine Benthos, P. Magni, J. Hyland, G. Manzella, H. Rumohr, P. Viaroli, A. Zenetos, editors. (Paris : UNESCO, IOC), pp. *i*
- Marcotrigiano, G.O. et Storelli, M.M. (2003). Heavy metal, polychlorinated biphehyl and organochlorine pesticide residues in marine organisms : risk evaluation for consumers. *Veterinary research communications* 27, 183-195.
- Markert, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications*, B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister, editors. (Oxford : Elsevier Science Limited), pp. 3-39.
- McEvoy, E.G. (1988). Heavy metals in marine nemerteans. *Hydrobiologia* 156, 135-143.
- McEvoy, E.G. et Sunberg, P. (1993). Patterns of trace metal accumulation in swedish marine nemerteans. *Hydrobiologia* 266, 273-280.

- Mendoza, G., Gutierrez, L., Pozo-Gallardo, K., Fuentes-Rios, D., Montory, M., Urrutia, R. et Barra, R. (2006). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in mussels along the chilean coast. *Environmental science and pollution research* 13, 67-74.
- Meyer, U., Hagen, W. et Medeiros, C. (1998). Mercury in a northeastern brazilian mangrove area, a case study: potential of the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* as bioindicator for mercury. *Marine biology* 131, 113-121.
- Mubiana, V.K., Qadah, D., Meys, J. et Blust, R. (2005). Temporal and spatial trends in heavy metal concentrations in the marine mussels *Mytilus edulis* from the Western Scheldt estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 540, 169-180.
- Munawar, M., Hänninen, O., Roy S., Munawar, N., Kärenlampi, L. et Brown, D. (1995). *Bioindicators of Environmental Health* (New York: SPB Academic Pub).
- Occhipinti-Ambrogi, A., Forni, G. et Marchini, A. (2005). Testing different approaches for quality assessment using the benthic community : examples from the northern adriatic sea. *Indicators of stress in the marine benthos*, IOC Workshop Report No. 195, pp. 23-26.
- OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Économiques). (2009) <http://www.ocde.org>. 15 avril 2009.
- Oehlmann, J., Bauer, B., Minchin, D., Schulte-Oehlmann, U., Fioroni, P. et Market, B. (1998). Imposex in *Nucella lapillus* and intersex in *Littorina littorea*: interspecific comparison of two TBT-induced effects and their geographical uniformity. *Hydrobiologia* 378, 199-213.
- Oehlmann, J. et Schulte-Oehlmann, U. (2003). Molluscs as bioindicators. *Bioindicators and biomonitors: principles, concepts and applications*, B.A. Market, A.M. Breure, H.G. Zechmeister, editors (Amsterdam : Elsevier Science Ltd.), pp. 577-635.
- Oehlmann, J., Stroben, E., Schulte-Oehlmann, U., Bauer, B., Fioroni, P. et Market, B. (1996). Tributyltin biomonitoring using prosobranchs as sentinel organisms. *Fresenius' journal of analytical chemistry* 354, 540-545.

- Olesen, T.M.E. et Weeks, J.M. (1994). Accumulation of cd by the marine sponge *Halichondria panacea* pallas: effects upon filtration rate and its relevance for biomonitoring. Bulletin of environmental contamination and toxicology 52, 722-728.
- OSPAR Commission. Protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources. <http://www.ospar.org>. 15 avril 2009.
- Popham, J.D. et D'Auria, J.M. (1982). A new sentinel organism for vanadium and titanium. Marine Pollution Bulletin 13, 25-27.
- Ranke, J. et Jastorff, B. (2000). Multidimensional risk analysis of antifouling biocides. Environmental science and pollution research international 7, 105-114.
- Rao, J.V., Kavitha, P., Srikanth, K., Usman, P.K. et Rao, T.G. (2007). Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponges, *Sigmadocia fibulata* inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. Toxicological and environmental chemistry 89, 487-498.
- République française, Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durable, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de la Santé, de la Jeunesse et des Sports. (2008). Plan national d'actions sur les polychlorobiphényles (PCB). http://www.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/Plan_actions_PCB_Details_cle578f3f.pdf. 15 avril 2009.
- Rumohr, H. (2005). A 5-step succession model for the Baltic – a future management tool?, Indicators of stress in the marine benthos. IOC workshop report No. 195, pp. 12-14.
- Ruppert, E.E. et Barnes, R.D. (1994) Invertebrate Zoology (Toronto : Nelson Thomson Learning).
- Sammarco, P.W., Hallock, P., Lang, J.C. et LeGore, R.S. (2007). Roundtable discussion groups summary papers: environmental bio-indicators in coral reef ecosystems: the need to align research, monitoring, and environmental regulation. Environmental bioindicators 2, 35-46.
- Schröder, H.C., Hassanein, H.M.A., Lauenroth, S., Koziol, C., Mohamed, T.A.-A.A., Lacorn, Ma., Steinhart, H., Batel, R. et Müller, W.E.G. (1999). Induction of DNA strand

- breaks and expression of HSP70 and GRP78 homolog by cadmium in the marine sponge *Suberites domuncula*. Archives of environmental contamination and toxicology 36, 47-55.
- Shinsuke, T. (1985). Distribution, behaviour and fate of PCBs in the marine environment. Journal of the oceanographical society of Japan 41, 358-370.
- Sisula, H. (1995) Opening address, Bioindicators in international environmental cooperation : A users view. Bioindicators of Environmental Health, M. Munawar, O. Hänninen, S. Roy, N. Munawar, L. Kärenlampi, D. Brown, editors. (New York : SPB Academic Pub.), pp. ix-x.
- Siung-Chang, A. (1997). A review of marine pollution issues in the Caribbean. Environmental Geochemistry and health 19, 45-55.
- Smith, R., Bolam, S.G., Rees, H.L. et Mason, C. (2008). Macrofaunal recovery following TBT ban. Environmental Monitoring and Assessment 136, 245-256.
- Smolders, R., Bervoets, L., Wepener, V. et Blust, R. (2003). A conceptual framework for using mussels as biomonitors in whole effluent toxicity. Human and ecological risk assessment 9, 741-760.
- Srogi, K. (2007). Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. Environmental Chemistry Letters 5, 169-195.
- Stagg, R.M. (1998). The development of an international programme for monitoring the biological effects of contaminants in the OSPAR convention area. Marine environmental research 46, 307-313.
- Stallard, M., Hodge, V. et Goldberg, E. (1987). TBT in California coastal waters: monitoring and assessment. Environmental Monitoring and Assessment 9, 195-220.
- Stephenson, M.D., Martin, M. et Tjeerdema, R.S. (1995). Long-term trends in DDT, polychlorinated biphenyls, and chlordane in California mussels. Archives of environmental contamination and toxicology 28, 443-450.
- Takada, Y., Abe, O. et Shibuno, T. (2008). Cryptic assemblages in coral-rubble interstices along a terrestrial-sediment gradient. Coral Reefs 27, 665-675.

- Ulbrich, B. et Stahlmann, R. (2004). Developmental toxicity of polychlorinated biphenyls (PCBs): a systematic review of experimental data. *Archives of toxicology* 78, 252-258.
- UNESCO (2000). *Ad hoc* Benthic Indicator Groups-Results of Initial Planning Meeting, IOC technical series No. 57, pp. 1-2.
- Unluata, U. (2000). The indicator issue and associated IOC interest and efforts. *Ad hoc* Benthic Indicator Groups-Results of Initial Planning Meeting, IOC technical series No. 57, pp. 10-13.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P. et Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates : how to use species trait database? *Hydrobiologia* 422/423, 153-162.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Austoni, M. et Zaldivar, J.M. (2005). Biochemical processes in coastal lagoons : from chemical reactions to ecosystem functions and properties. Indicators of stress in the marine benthos. IOC workshop report No. 195, pp. 27-30.
- Wagner, C., Steffen, R., Koziol, C., Batel, R., Lacorn, M., Steinhart, H., Simat, T. et Müller, W.E.G. (1998). Apoptosis in marine sponges: a biomarker for environmental stress (cadmium and bacterial). *Marine biology* 131, 411-421.
- Wang, D., Miao, X. et Li, Q.X. (2008). Analysis of organochlorine pesticides in coral (*Porites evermanni*) samples using accelerated solvent extraction and gas chromatography/ion trap mass spectrometry. *Archives of environmental contamination and toxicology* 54, 211-218.
- Warnau, M., Dutrieux, S., Ledent, G., Rodriguez y Baena, A. M. et Dúbois, P. (2006). Heavy metals in sea cucumber *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) from the Mediterranean *Posidonia oceanica* ecosystem: body compartment, seasonal, geographical and bathymetric variations. *Environmental bioindicators* 1, 268-285.

- Warwick, R. (2005). Taxonomic distinctness as an indicator of stress in the marine macrobenthos. Indicators of stress in the marine benthos, IOC workshop report No. 195, pp.10-11.
- Yasuno, M. (1995). Long-term biomonitoring of organochlorine and organotin compounds along the coast of Japan by the Japan Environment Agency. Bioindicators of Environmental Health, M. Munawar, O. Hänninen, S. Roy, N. Munawar, L. Kärenlampi, D. Brown, editors. (New York : SPB Academic Pub.), pp. 179-193.
- Ying, W., Ahsanullah, M. et Batley, G.E. (1993). Accumulation and regulation of heavy metals by the intertidal snail *Polinices sordidus*. *Marine biology* 116, 417-422.
- Zhao, X., Zheng, M., Liang, L., Zhang, Q., Wang, Y. et Jiang, G. (2005). Assessment of PCBs and PCDD/Fs along the Chinese Bohai sea coastline using mollusks as bioindicators. *Archives in environmental contamination and toxicology* 49, 178-185.