



**HAL**  
open science

# Consommation de bivalves marins et pollution à l'arsenic : le risque lié à deux espèces comestibles en Martinique

Emma Modestin

► **To cite this version:**

Emma Modestin. Consommation de bivalves marins et pollution à l'arsenic : le risque lié à deux espèces comestibles en Martinique. Géographie. Université des Antilles, 2020. Français. NNT : 2020ANTI0770 . tel-03771563

**HAL Id: tel-03771563**

**<https://theses.hal.science/tel-03771563>**

Submitted on 7 Sep 2022

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

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

**UNIVERSITE DES ANTILLES**

**Ecole doctorale pluridisciplinaire**

**Emma MODESTIN**

**Consommation de bivalves marins et pollution à l'arsenic: le risque lié à deux espèces comestibles en Martinique**

**Pr. Franck DOLIQUE** Directeur de thèse Université des Antilles – UMR BOREA

**Dr. Damien DEVAULT** co-directeur de thèse CUFR de Mayotte

**Thèse soutenue le 15 décembre 2020 à l'Université des Antilles**

**Jury :**

Pr	SAFFACHE, Pascal	Pr. Université des Antilles	Président du jury
Pr	DOLIQUE, Franck	Pr. Université des Antilles	Directeur de thèse
Dr	DEVAULT, Damien	MCF-HDR.Centre universitaire de Mayotte	Directeur de thèse
Pr	ROBERT, Annie	Pr.Université catholique de Louvain	Rapporteuse
Pr	SUCRE, Elliot	Pr. Centre universitaire de Mayotte	Rapporteur
Dr	FERRY, Romain	Ph.D Université des Antilles	Examineur
Dr	LEMOINE, Soazig	MCF-HDR Université des Antilles	Examineur
Dr	M'BOLIDI-BARON, Hélène	Ph.D Responsable CACEM	Examineuse

# Remerciements

---



Après une maîtrise en biologie marine et un DEA en écologie, hydrobiologie, je suis devenue enseignante en SVT et c'est avec grand plaisir que j'ai repris mes études pour réaliser cette thèse de doctorat. Ce manuscrit est l'aboutissement d'un long travail émaillé de satisfactions, de doutes et de remises en question. Tout d'abord, je tiens à remercier tous mes directeurs de thèse pour leur confiance et l'importance accordée à mon sujet de thèse. Je remercie particulièrement mes actuels directeurs de thèse, Franck Dolique et Damien Devault. Le premier pour avoir accepté de reprendre immédiatement la direction d'un travail de thèse déjà entamé, ainsi que pour son soutien précieux et serein. Le deuxième pour sa direction à la fois passionnée et stimulante, mais rassurante. Sans eux, cette thèse n'aurait pas aboutie dans les délais de cette université. Par leur volontarisme, leur soutien, leur dynamisme et leur efficacité, ils ont su m'aider à donner à ma thèse une nouvelle impulsion en conformité avec les préoccupations actuelles liées aux échouements de sargasses flottantes. Je remercie aussi mon 1<sup>o</sup> directeur de thèse, le P<sup>r</sup> Philippe Joseph.

Je voudrais remercier tous ces pêcheurs qui ont accepté de répondre à mes questions et de me montrer leurs pratiques, leurs lieux de pêche et de m'indiquer leurs sites secrets en toute confiance. Sans eux, cette thèse n'aurait jamais été écrite.

Je pense en particulier à Étoile, le pêcheur atypique et solitaire qui m'a initiée à la technique de pêche aux palourdes. Cet homme ascète, dénué de tout mais sain et généreux, a malheureusement été agressé dans une mangrove et je n'ai plus eu de ses nouvelles depuis. J'ose espérer qu'il sera une étoile qui brillera au sommet de la générosité humaine.

Je pense à Alain, et j'en ai les larmes aux yeux, un malheureux pêcheur et sa petite famille qui vivaient « les pieds dans l'eau » dans une maison plus qu'insalubre. Leur bateau était leur seul bien mobilier. Il était piloté par son jeune fils. Ce garçon alerte et heureux en mer virevoltait dans les flots et les embruns, plongeant par-ci et par-là dans les « paturaj » pour ramener des bivalves et quelquefois un oursin ou un jeune lambi. Cette famille m'a fait découvrir des milieux naturels merveilleux et peu visités par des humains.

..Et à Mami, la doyenne, la reine des palourdes, « l'ancêtre » plus ou moins directe de presque tous les pêcheurs de bivalves d'une commune qui possède un joyau sur son littoral. Elle m'a doublement surprise quand elle m'a dit après m'avoir fait goûter ma première palourde crue : « les palourdes sont éternelles ! ». Comme j'aurais aimé la croire !

Je n'oublie pas Rico, un pêcheur « naturaliste » du Vauclin pour son aide généreuse.

Ce fin observateur de la morphologie des palourdes et de leur milieu de vie est en plus très respectueux des milieux.

Je souhaite remercier le Parc Naturel Marin de la Martinique (PNMM) pour le financement des analyses sur les métaux et le laboratoire LaDrôme (en particulier Félix Massat et Alexandre Baylet), pour leur collaboration et la réalisation gracieuse d'analyses de spéciation de l'arsenic. Leur aide a été un atout précieux pour la réalisation de ce travail, car cela m'a permis de coupler des données biométriques avec des analyses chimiques.

Je remercie mes collègues enseignants (Séverine, Jules, Daniel et Marie-Lambert) ainsi que mes chers enfants et ma sœur Nita Valleray pour leur soutien et pour leurs aides lors des prélèvements ou dans la mise en forme et la lecture de ma thèse. Je pense aussi à tous ceux qui ont tenté de m'aider de loin et de près. Notamment, à Milka Valentin, à Kaba, à Anne Péné-Annette et à Florence Menez.

« Un voyage de mille lieues commence par un premier pas » disait Confucius. Cette thèse est pour moi le premier pas d'une aventure humaine où d'autres prendront le relais à plus ou moins long terme. En tant qu'enseignante de SVT, l'enjeu est que mes élèves reprennent le flambeau de l'exploration des milieux marins, dans l'optique d'une meilleure connaissance et protection des littoraux. De plus, Ils m'offraient des regards pétillants de curiosité à chaque fois que j'illustrais mes cours de sciences de la vie avec des exemples locaux.

### **Consommation de bivalves marins et pollution à l'arsenic : le risque lié à deux espèces comestibles en Martinique**

En Martinique, certaines espèces de bivalves, faciles à prélever, sont pêchées pour la consommation dans les mangroves et sur les plages. De part leur distribution et leur mode de vie, ces espèces sont hautement bio-accumulatrices de polluants. Ainsi, ces pêcheries considérées à priori, comme localisées par certains auteurs, fournissent des ressources alimentaires potentiellement contaminées par les xénobiotiques. Pourtant, il n'existe que peu de données sur leur importance et leurs caractéristiques et les stocks de bivalves n'ont pas fait l'objet de nombreuses évaluations et bilans sanitaires. De plus, depuis 2011, des radeaux de sargasses flottantes s'échouent de plus de plus fréquemment sur les rivages et provoquent lors de leur décomposition, une forte mortalité au sein des biocénoses. Ces algues sargasses sont connues pour leur capacité à accumuler une grande quantité de métaux dans leurs tissus. Le relargage de ces substances et en particulier de l'arsenic par désorption ou lors de leur décomposition constitue un risque de contamination pour les biocénoses côtières mais aussi pour les consommateurs de bivalves. Dans le cadre de cette thèse, l'importance et les caractéristiques des pêcheries ainsi que des principales espèces pêchées ont été décrites. L'impact des échouages sur une population de bivalves a été esquissé et l'état de contamination des bivalves a mis en évidence la présence d'une contamination importante par quelques métaux mais surtout par l'arsenic. L'exposition des consommateurs de bivalves à ces métaux a été estimée. Ces résultats révèlent une exposition des consommateurs car l'apport quotidien variait de 1,6 mg.jour<sup>-1</sup> à 6 mg. jour<sup>-1</sup> pour un repas de 240 g de bivalves. L'arsenic ayant des espèces chimiques très toxiques, dont les proportions dans la chair des bivalves pourraient augmenter dans le contexte des échouages de sargasses, la consommation de ces bivalves doit être limitée et éloignée des périodes d'échouages de sargasses. Dans le but de préserver la santé des consommateurs, des doses de référence pour toutes les espèces d'arsenic présentes dans la chair de ces bivalves sont proposées et discutées.

*Mots-clés : pratiques traditionnelles de pêche, consommation de bivalves, biométrie et bivalves, exposition à l'arsenic, spéciation arsenic, échouages de sargasses.*

# Abstract

---

## **Consumption of marine bivalves and arsenic pollution: the risk associated with two edible species in Martinique**

In Martinique, some coastal species bivalves are harvested in mangrove swamps and beaches for consumption. Due to their habitat distribution and their life habits, these species are highly bio-accumulators of pollutants. Thus, these fisheries considered a priori, as localized by some authors, provide food resources potentially contaminated by pollutants. However, there is little data on the importance and characteristics of these fisheries; the quantitative assessment of the stock and the health status of the bivalves being unknown. In addition, since 2011, floating clumps of sargassum are more frequent and therefore lead to increased mortality in coastal biocenosis. These Sargassum algae are known for their ability to accumulate a large amount of metals in their tissues. The released of these substances and in particular arsenic by desorption or by decomposing algal biomass constitute a risk of contamination for coastal biocenoses but also for consumers of bivalves. In this thesis, the importance and characteristics of fisheries as well as of the main species caught were described. The impact of strandings on a bivalve population has been outlined and the state of contamination of the bivalves has highlighted the presence of significant contamination by some metals but especially by arsenic. The exposure of bivalve consumers to these metals has been estimated. These results reveal consumer exposure as the daily intake ranged from  $1.6 \text{ mg}\cdot\text{day}^{-1}$  to  $6 \text{ mg}\cdot\text{day}^{-1}$  for a meal of 240 g of bivalves. As arsenic has very toxic chemical species, the proportions of which in the flesh of bivalves could increase in the context of sargassum strandings, the consumption of these bivalves must be limited and away from periods of sargassum stranding. In order to preserve the health of consumers, toxicologic reference doses for all arsenic species present in the flesh of these bivalves are proposed and discussed.

*Keywords: traditional fishing practices, consumption of bivalves, bivalves biometrics, arsenic exposure assessment, arsenic speciation in bivalves, sargassum strandings.*

## Listes des publications

---

Publication 1: Modestin E. 2017. *Morphological variations of the shell of the bivalve *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791)*. *Journal of advances in biology* 10(2):2092-2107 DOI: 10.24297/jab.v10i2.6355

Publication 2: Poster: Devault D.A., Modestin E., Trouillefou M., Massat F., Lopez P.-J., Dolique F. *Sargassum contamination by arsenic and chlordécone: fate ashore and in compost*. SCicon SETAC Dublin, 3-7 mai 2020.

Publication 3: Devault D.A., Modestin E., Cottureau V., Védie F., Stiger-Pouvreau V., Pierre R., Coynel A., Dolique F. *The silent spring of Sargassum* (Editorial trends) *Environmental Science and Pollution Research*

Publication 4 (Soumise) : Modestin E., Devault D.A., Baylet A., Massat F., Dolique F. *Arsenic in edibles bivalves in Sargassum beaching context. A new risk for seafood consumers?* *Environmental Science and Pollution Research*

## Listes des communications orales

---

*Palourdes, soudons et Kankanfians, bivalves pêchées à la Martinique*. Conférence-débat du Parc Ethnobotanique, le 19-12-2012. Université des Antilles. UMR ESPACE DEV.Ville du Marin.Coordonateur : P. Joseph

*Effets de l'anthropisation sur quelques populations d'Asaphis deflorata (Bivalve consommé en Martinique)* .Séminaire : Les biodiversités : Quelles stratégies pour le futur face à l'anthropisation et aux nouvelles contraintes climatiques? 16 au 18 décembre 2015.UMR ESPACE DEV (BIORECA).Coordonateur : P. Joseph

*Perna viridis (Moule verte asiatique) : bilan bibliographique d'une espèce invasive des milieux littoraux océaniques de la Caraïbe*. Colloque pluridisciplinaire «Espèces introduites : Entre bénéfiques sociétaux et dangers pour les écosystèmes».Du 21 au 24 novembre 2017. Université des Antilles UMR ESPACE DEV (BIORECA). Collectivité Territoriale de Martinique Parc Ethnobotanique de la Mairie du Marin Association des Botanistes Martiniquais.Coordonateurs : P. Joseph et K.Baillard.



# SOMMAIRE

---

<b>Remerciements</b> .....	<b>2</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>5</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>6</b>
<b>Listes des publications</b> .....	<b>7</b>
<b>Listes des communications orales</b> .....	<b>7</b>
<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>8</b>
<b>Liste des figures et des tableaux</b> .....	<b>12</b>
<b>Liste des annexes</b> .....	<b>18</b>
<b>Liste des abbréviations non explicitées</b> .....	<b>18</b>
<b>Introduction générale</b> .....	<b>20</b>
<b>Chapitre-I: Origine de la production des différents bivalves marins consommés dans le monde</b> .....	<b>29</b>
<b>Introduction</b> .....	<b>30</b>
<b>1. Les différents types de production de bivalves dans le monde</b> .....	<b>31</b>
<b>1.1. Brève description de la méthodologie des sources principales utilisées</b> .....	<b>31</b>
<b>1.2. La contribution des différents types de production à l'approvisionnement en bivalves marins</b> .....	<b>35</b>
<b>1.3. Le cas des petites pêcheries</b> .....	<b>42</b>
<b>2. Origine géographique des principaux bivalves pêchés</b> .....	<b>50</b>
<b>3. La contribution de la Martinique au sein de la Caraïbe</b> .....	<b>56</b>
<b>3.1. La région Caraïbe dans son ensemble</b> .....	<b>56</b>
<b>3.2. Les volumes de bivalves produits dans la Caraïbe insulaire</b> .....	<b>59</b>
<b>3.3. Les pêcheries des bivalves marins à la Martinique : Etat actuel des connaissances</b> .....	<b>61</b>
<b>4. Quelques caractéristiques des pêcheries actuelles de bivalves à la Martinique</b> .....	<b>66</b>
<b>4.1. Méthodologie</b> .....	<b>66</b>
<b>4.2. Résultats</b> .....	<b>69</b>
<b>4.2.1. Les caractéristiques des pêcheurs</b> .....	<b>69</b>
<b>4.2.2. Les espèces ciblées et leurs zones de pêche</b> .....	<b>71</b>
<b>4.2.3. Les milieux et les techniques de pêche</b> .....	<b>74</b>
<b>4.2.4. L'effort de pêche et le volume des captures</b> .....	<b>77</b>
<b>4.2.5. La structure des prises et la connaissance des stocks</b> .....	<b>81</b>

4.2.6. Le devenir des prises: la vente et la conservation .....	87
4.3. Discussions.....	88
4.3.1. Les prises de pêche de <i>L.pectinata</i> .....	88
4.3.2. Les prises de pêche d' <i>A.deflorata</i> .....	91
4.3.3. La consommation au cours du temps.....	92
Résumé :.....	94
<b>Chapitre II–Milieux de vie et caractéristiques biométriques des principales populations de bivalves pêchées à la Martinique.....</b>	<b>96</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>96</b>
<b>1. Matériels et méthodes.....</b>	<b>97</b>
1.1.Présentation de la zone d'étude: la Martinique .....	97
1.2. Les espèces et les sites d'étude.....	110
1.3. Méthodes .....	130
2. Résultats.....	138
2.1. Quelques paramètres biométriques d' <i>A. deflorata</i> .....	138
2.2. Le cas de Sable Blanc .....	145
2.3. Quelques données sur la bio-écologie des principales espèces en Martinique .....	152
2.3.1. Caractéristiques écologiques d' <i>Asaphis deflorata</i> .....	152
2.3.2. Variations morphologiques de la coquille de <i>L. pectinata</i> ( <i>P. pectinatus</i> ).....	154
<b>Publication 1: Article: Morphological variations of the shell of the bivalve <i>Lucina pectinata</i>.....</b>	<b>154</b>
■Résumé : .....	154
3.Discussions.....	159
3.1. Sur la distribution, la morphologie et le mode de vie des espèces .....	159
3.2. Sur les paramètres biométriques.....	163
3.3. Les menaces sur les stocks de bivalves.....	168
Résumé.....	180
<b>Chapitre III. Ecotoxicologie et exposition des bivalves aux métaux.....</b>	<b>182</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>182</b>
<b>1. Les bivalves, bio-accumulateurs de métaux .....</b>	<b>185</b>
1.1. Définitions .....	185
1.2. La biodisponibilité et ses facteurs de variation .....	187

<b>2.La nutrition des bivalves et l'ingestion de métaux .....</b>	<b>196</b>
2.1. Le mode de nutrition des bivalves.....	196
2.2. L'absorption des métaux .....	201
2.3. La régulation: métabolisation et excrétion des métaux .....	202
<b>3. L'arsenic dans l'environnement des bivalves marins .....</b>	<b>204</b>
3.1. Structure et spéciation.....	204
3.2. Les sources d'arsenic dans le milieu marin .....	205
3.3. Distribution et spéciation de l'arsenic dans l'eau et les sédiments marins.....	208
<b>4. L'arsenic dans les sources trophiques des bivalves intertidaux .....</b>	<b>214</b>
4.1. Dans les macroalgues et le phytoplankton.....	214
4.2. L'arsenic dans les macroalgues en décomposition .....	218
4.3. L'arsenic des herbiers.....	221
4.4. L'arsenic de la faune marine .....	221
<b>5. Le métabolisme et l'accumulation de l'arsenic au sein des bivalves .....</b>	<b>223</b>
5.1. Le métabolisme de l'arsenic chez les bivalves .....	224
5.2. Les variations de spéciation selon le mode de vie et de nutrition.....	226
<b>Publication 2: Sargassum contamination by arsenic and chlordecone: fate ashore and in compost.....</b>	<b>229</b>
<b>6. Exposition des bivalves aux éléments métalliques .....</b>	<b>230</b>
6.1. Présentation de la zone d'étude : Le littoral atlantique.....	230
6.2. Méthodes .....	240
6.3. Résultats.....	243
6.4. Discussion.....	257
<b>7. Quelques données sur l'(éco)toxicologie .....</b>	<b>266</b>
7.1. La toxicité et son évaluation .....	266
7.2. L'élaboration des valeurs toxicologiques de référence. ....	276
<b>Publication 3 : Le printemps silencieux de Sargassum .....</b>	<b>283</b>
<b>Résumé du chap III .....</b>	<b>289</b>
<b>Chapitre-IV :_Consommation de bivalves et risques de contamination par les métaux: Le cas de l'arsenic .....</b>	<b>291</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>291</b>
<b>1.Matériels et méthodes .....</b>	<b>293</b>

1.1. La population martiniquaise et sa consommation de produits de la mer .....	293
1.2. La collecte et le traitement des données de consommation .....	296
1.3. Pour l'évaluation de l'exposition générale aux métaux lourds.....	296
1.4. Le calcul de l'exposition à l'arsenic .....	298
2. Résultats et discussions.....	301
2.1. Les habitudes de consommation des bivalves .....	301
2.2. L'exposition des consommateurs et risques pour la santé.....	307
3. Discussions.....	320
3.1. La consommation des bivalves pêchés en Martinique .....	320
3.2. La nécessité des VTS proposées.....	324
3.3. Sur l'exposition à l'arsenic par la consommation des bivalves .....	327
Résumé.....	331
Publication 4: Arsenic in edible bivalves in a context of sargassum beaching. A new risk for seafood consumers?.....	332
<b>CHAPV-Synthèse, Préconisations et Conclusion:</b> .....	335
1. Les bivalves, ressources alimentaires au cours du temps.....	335
2. La régression des ressources en bivalves .....	338
3. L'exposition des populations à l'arsenic par voie alimentaire risque d'augmenter .....	344
4. Le cas d'une contamination importante des bivalves par l'arsenic rejeté par les sargasses.....	347
5. La diminution des risques de contamination par les habitudes alimentaires. ....	356
6. La préconisation d'une norme pour protéger les consommateurs .....	361
Bibliographie.....	366
Annexes .....	405
Annexe n°1 : Description succincte des principales familles ciblées .....	405
Annexe n°2 : Enquête pêcheurs : .....	410
Annexe n°3 : Enquête Consommation .....	412

# Liste des figures et des tableaux

---

## Chapitre I

### Liste des figures

Figure I-1: Contributions de la pêche et de l'aquaculture marine dans la production mondiale de bivalves marins .....	37
Figure I-2: Contribution comparative de l'exploitation de différents bivalves dans la mariculture et dans la pêche. ....	38
Figure I-3: Captures globales estimées de bivalves après intégration et interpolation de données complémentaires.....	39
Figure I-4 : Evolution de la pêche des pectens entre 1950 et 2014 .....	40
Figure I-5: - Evolution de l'activité des différents secteurs de pêche de bivalves entre 1950 (a) et 2014 (b).....	41
Figure I-6: Statuts des captures de bivalves par familles en 2014. ....	43
Figure I-7 : Contributions des différents secteurs de pêches dans les captures d'Arcidae (a) et de Veneridae (b) en 2014. ....	44
Figure I-8 : La composition de la production globale de bivalves en 2017 (pêcheries et maricultures).....	46
Figure I-9 : Contribution des différentes familles de bivalves à la biomasse globale déclarée de bivalves marins capturés en 2017 .....	48
Figure I-10 : Carte des différentes zones de pêche de la F.A.O. (source: F.A.O, 2017).....	50
Figure I-11: Localisation de la zone 31 (a) et (b) de la Caraïbe( en rouge)) (F.A.O, 2017).....	57
Figure I-12: Volumes et compositions des pêcheries de bivalves des principaux producteurs de la Caraïbe.....	58
Figure I-13 : Evolution des captures déclarées de bivalves dans les îles de la Caraïbe.....	60
Figure I-14 : Évolution des activités de pêche à la Martinique.....	62
Figure I-15 : Evolution des captures déclarées de bivalves.....	63
Figure I-16: Nombre d'individus témoins de l'exploitation des bivalves selon les 4 sites archéologiques.....	65
Figure I-17: Photos : Pêcheurs de palourdes (a) et leurs techniques de pêche (b) ( <i>P.pectinatus</i> ). ....	75
Figure I-18 : Photos a et b : Pêche de Kankanfian par Etoile, le pêcheur. ....	76
Figure I-19 : Distribution des tailles d' <i>Asaphis deflorata</i> .....	82
Figure I-20 : structures des prises de <i>P. pectinatus</i> à deux périodes de l'année. ....	85
Figure I-21 : Structures des prises de <i>P. pectinatus</i> (2012-2013) .....	86

### Liste des tableaux

Tableau I- 1: Comparaison de l'évolution de la contribution des différents types de pêche (P) à l'approvisionnement en bivalves .....	40
Tableau I- 2 : Extrapolation des quantités reconstituées de différentes familles pêchées en pourcentage des captures globales de bivalves produits en 2017.....	45
Tableau I- 3 : Devenir des captures de bivalves débarqués (Source : SeaAroundus.org, 2014.....	47
Tableau I- 4 :Les différentes zones de productions sélectionnées à partir de celles de la FAO et les principaux groupes de bivalves capturés en 2017.....	51

Tableau I- 5: Les lieux de pêche des principaux bivalves commercialisés .....	53
Tableau I- 6 : Origine des bivalves importées et commercialisés à la Martinique .....	55
Tableau I- 7: Volumes des captures déclarées de bivalves réalisés, par décennie, par les îles de la Caraïbe .....	59
Tableau I- 8: Description de la zonation du littoral (carte : source Insee) .....	67
Tableau I- 9: Codage des lieux de résidence (9 bis) Codage des lieux de pêche (b).....	69
Tableau I- 10:Caractéristiques des pêcheurs .....	70
Tableau I- 11: Quelques appellations utilisées actuellement par les pêcheurs pour les bivalves en Martinique.....	72
Tableau I- 12: Les zones de pêche des principales espèces .....	73
Tableau I- 13: Efforts de pêche habituels par semaine de quelques pêcheurs .....	78
Tableau I- 14: Estimation des captures totales en août 2012 par unité de pêche .....	80
Tableau I- 15: Reconstitution partielle de l'activité de vente d'un pêcheur de coquillages (Ricardo) .....	80
Tableau I- 16: Comparaison des populations et des stocks (quelques exemples).....	83
Tableau I- 17: Description des paramètres moyens des populations d' <i>A.deflorata</i> sur la période d'étude.....	84
Tableau I- 18: Structures des prises de <i>L. pectinata</i> .....	85

## Chapitre II

### Liste des figures :

Figure II- 1 : Localisation de la Martinique .....	97
Figure II- 2 : Bathymétries et topographies des fonds marins. Modèles numériques .....	99
Figure II- 3 : Carte de la circulation océanique sur l'Atlantique.....	101
Figure II- 4 : Localisation des biocénoses benthiques du littoral de la zone d'étude de 0 à 50 m de profondeur.....	104
Figure II- 5 : Morphologies de la face externe de la coquille d' <i>A. deflorata</i> .....	111
Figure II- 6 : Coquille d' <i>Asaphis deflorata</i> (a). Vue de la valve interne droite (b). .....	112
Figure II- 7 : Quelques stades de développement d' <i>A.deflorata</i> .....	114
Figure II- 8 : Habitats d' <i>A. deflorata</i> .....	118
Figure II- 9 : Peuplements des sites d' <i>A.deflorata</i> : Holothurie et <i>Sesuvium portulacastrum</i> , pourpier bord de mer.....	120
Figure II- 10 : Comparaison de l'urbanisation des sites de Pointe-Rouge (a) et de Sable Blanc (b) au Robert.....	122
Figure II- 11 : Niveaux d'urbanisation des sites du François. ....	124
Figure II- 12 : Vauclin Bourg dans la baie du Vauclin .....	125
Figure II- 13 : Vauclin PM (en rouge : zone prospectée) Petit Macabou.....	126
Figure II- 14 : Zone d'étude et sites de prélèvement de <i>P. pectinatus</i> .....	129
Figure II- 15 :Prélèvement des échantillons Quadrat en haut de la plage (a), quadrat en bas de plage (b). ....	131
Figure II- 16 : Mesures prises chez <i>P. pectinatus</i> .....	133
Figure II- 17 : Relations entre la masse totale et la longueur de la coquille ( <i>A. deflorata</i> ) .....	138
Figure II- 18 : Relations entre la masse de la chair sèche et la longueur de la coquille ( <i>A. deflorata</i> ).....	139

Figure II- 19 : Comparaisons de la distribution des rapports biométriques de différentes populations d' <i>A. deflorata</i> .....	142
Figure II- 20 : Comparaisons des masses corporelles de deux échantillons d' <i>A. deflorata</i> .....	143
Figure II- 21 : Évolution saisonnière de l'indice de remplissage dans deux sites : Vauclin PM et François PQ.....	144
Figure II- 22 : Localisation de la plage d'étude de Sable Blanc. Des sargasses sèches forment des amas en haut de plage.....	145
Figure II- 23 : Distributions des tailles au sein de la population au cours du temps.....	147
Figure II- 24 : Mortalité (81,31%) du bivalve <i>A. deflorata</i> selon la classe de taille en octobre 2015 à Sable Blanc.....	148
Figure II- 25 : Distributions de quelques indices en octobre (2013 et 2015).....	149
Figure II- 26 : Distributions des indices de croissance pondérale en octobre (2013 et 2015).....	151
Figure II- 27 : Différents indices de la forme de la coquille selon les échantillons de <i>P. pectinatus</i> .....	157
Figure II- 28 : Schémas des deux types d'habitats de <i>P. pectinatus</i> .....	159
Figure II- 29 : Distribution : (a) des poids frais en fonction de la longueur de la coquille. ....	161
Figure II- 30 : Évolutions des indices (a) Pcoq/Pt et (b) IC1) au sein de deux populations (François PQ et Vauclin PM).....	167
Figure II- 31 : Photos prises au François (Presqu'île) avant et après les échouages de sargasses.....	173
Figure II- 32 : Intensité des échouages de Sargassum dans le golfe du Mexique et dans l'océan atlantique central. ....	175
Figure II- 33 : Intensité des échouages au Robert et sur le site de SB le 0207 en 2015.....	175
Figure II- 34 : distribution des classes chez les morts et les vivants en 2015.....	176
Figure II- 35 : Bilan des pressions sur l'espèce.....	180

### Liste des tableaux

Tableau II- 1: Répartition des biocénoses benthiques cartographiées en Martinique (en ha).....	104
Tableau II- 2 : Description de quelques sites de pêche et des pressions sur les stocks.....	127
Tableau II-3 : Comparaisons de rapports biométriques pour le mois d'octobre 2013.....	141
Tableau II- 4 : Comparaison d'un indice de masse sèche de plusieurs populations.....	141
Tableau II- 5 : Indices moyens de remplissage des bivalves du Vauclin et du François.....	144
Tableau II- 6 : Évolution des paramètres de la population avant et après les échouements des sargasses.....	146
Tableau II- 7 : Comparaisons des poids corporels par rapport au poids total d' <i>A. deflorata</i> (Sable Blanc).....	150
Tableau II- 8 : Comparaisons d'indices biométriques en octobre 2013 et en octobre 2015.....	150
Tableau II- 9 : Caractéristiques des micro-habitants du Kankanfian au Vauclin (2013.....	152
Tableau II- 10 : Indices morphométriques moyens et facteurs du milieu.....	156
Tableau II- 11 : Caractéristiques biométriques des palourdes de la mangrove de Céron.....	160
Tableau II- 12 : <i>P. pectinatus</i> . Comparaison des relations poids-taille avec la bibliographie.....	162
Tableau II- 13 : <i>Asaphis deflorata</i> . Comparaison des relations allométriques avec les données de la bibliographie. ....	163
Tableau II- 14 : <i>Asaphis deflorata</i> . Comparaison des relations poids-taille avec les données de la bibliographie.....	164
Tableau II- 15 : Recensements de la population 2011 et 2016.....	170
Tableau II- 16 : Quelques données sur l'anthropisation des trois littoraux.....	171
Tableau II- 17 : Quantité de métaux dans les sédiments des rivières et indices de remplissage totaux d' <i>A. deflorata</i> .....	172
Tableau II- 18 : Arrivages de sargasses pélagiques sur les petites Antilles entre janvier 2011 et septembre 2015.....	174

## Chapitre III

### Liste des figures

Figure III- 1: Relation entre les concentrations d'As dans les bivalves ( <i>S.plana</i> ) et les sédiments estuariens.....	188
Figure III- 2: Les organes de la filtration chez <i>A.deflorata</i> .....	197
Figure III-3 :organisation de l'appareil digestif d' <i>A.deflorata</i> .. (b)Coquille ouverte avec particules de sédiments triés (pseudofeces) (.....	198
Figure III- 4 : Les siphons de <i>Paphies elongata</i> (a), bivalve endogé suspensivore (Morton, 2016) et ceux d' <i>Azorinus chamasolen</i> (b) bivalve endogé déposivore .....	199
Figure III- 5 : Nutrition chez une Lucinidae, <i>M.spinifera</i> .....	200
Figure III-6 : (a) Cristaux d'orpiment $As_2S_3$ (Barney's Canyon, Utah) photo : R.M. Lavinsky, 2012, wikimedia (b) Arsénopyrite $FeAsS$ gris métallique et quartz blanc.....	206
Figure III-7:Le cycle biogéochimique de l'Arsenic .....	207
Figure III- 8 : biotransformation de l'arséniate chez les algues (Maher <i>et al.</i> ,2009).....	216
Figure III- 9 : Comparaison du métabolisme de l'arséniate chez différentes macroalgues .....	218
Figure III-10:Évolution de la concentration de l'As dans les débris de <i>Sargassum</i> sp dans conditions pluvieuses (2000mm /mois)(a) et mise en évidence de la transsudation de l'arsenic (b )dans l'eau .....	219
Figure III- 11 : Les interconversions possibles entre oxy- et thio-arsénicaux (C.....	220
Figure III- 12 : Voies métaboliques possibles conduisant à l'arsénobétaïne .....	225
Figure III- 13 : Principaux bassins versants (a) et cours d'eau (b) de la Martinique .....	236
Figure III- 14 : Les différents types d'occupation des sols, 2010 (Cheula, 2013) .....	237
Figure III- 15 : Évolution de l'occupation des sols au François .....	238
Figure III- 16 : Cartes de localisation des sites d'études et des masses d'eaux littorales .....	239
Figure III- 17 : Occupation des sols au Vauclin. (source : portail Adès, 2018).....	240
Figure III- 18 : Distributions des concentrations en fer et en aluminium chez les deux bivalves. ....	245
Figure III- 19 : Concentrations d'Al et de Fe dans la chair d' <i>A. deflorata</i> selon les échantillons. ....	247
Figure III- 20 : Concentrations des métaux dans la chair d' <i>A. deflorata</i> selon les échantillons.....	248
Figure III- 21 : Concentrations d'Al et de Fe dans la chair de <i>P. pectinatus</i> en fonction des échantillons .....	249
Figure III- 22 : Concentrations de métaux dans la chair de <i>P. pectinatus</i> en fonction des échantillons .....	250
Figure III- 23 : Distribution des quantités d'arsenic (AsT) en $\mu g.g^{-1} pf$ dans la chair des bivalves .....	252
Figure III- 24: Distribution des différentes espèces d'arsenic dans les tissus mous de <i>P. pectinatus</i> et d' <i>A.deflorata</i> récoltés en Martinique .....	254
Figure III- 25 : Comparaison des différentes espèces d'arsenic dans les tissus mous d' <i>A. deflorata</i> (n=) récoltés à Métrente (M) et à Petit-Macabou (Pen Martinique. ....	254
Figure III- 26 : Comparaison des différentes espèces d'arsenic dans les tissus de <i>P. pectinatus</i> (n=) récoltés à Bois C (BC) et à (DV) en Martinique .....	256
Figure III- 27 : Processus de contamination des bivalves par l'As.....	290

### Liste des tableaux

Tableau III- 1 : Comparaison des quantités d'arsenic selon les formes et la taille des individus.....	194
---	-----



Tableau III- 2 : Quantités d'arsenic dans différents organes de deux bivalves endogés .....	194
Tableau III- 3 : Principales espèces d'arsenic dans la biosphère .....	205
Tableau III- 4 : Spéciation de l'arsenic dans quelques océans. ....	209
Tableau III- 5 : comparaisons de la spéciation de l'arsenic dans différents milieux marins.....	209
Tableau III- 6 : Variations saisonnières de l'arsenic dans les eaux côtières .....	211
Tableau III- 7 : Spéciation et concentration de l'arsenic dans les sédiments marins.....	213
Tableau III- 8 : Concentrations d'AsT chez quelques animaux .....	223
Tableau III- 9 : Quelques concentrations d'arsenic mesurées chez des bivalves.....	227
Tableau III- 10 : Les sites de prélèvements des espèces étudiées. ....	241
Tableau III- 11 : Comparaisons des concentrations moyennes d'éléments chimiques dans la chair des deux espèces .....	243
Tableau III- 12 : Comparaisons des concentrations de métaux dans la chair des deux espèces consommées .....	244
Tableau III- 13 : Concentrations moyennes (avec écarts-types) en $\mu\text{g.g}^{-1}$ et spéciation de l'arsenic chez les bivalves .....	253
Tableau III- 14 : Comparaisons de l'exposition des bivalves aux métaux les plus toxiques ou réglementés.....	258
Tableau III- 15 : Teneurs (en $\text{mg.kg}^{-1}$ poids sec) ( <i>I. alatus</i> ) en éléments métalliques mesurées sur les 4 points ROCCH. ....	259
Tableau III- 16 : Quelques niveaux de référence pour les métaux mesurés dans les bivalves littoraux d'après données.....	260
Tableau III- 17 : Principaux métaux mesurés dans les sédiments à l'embouchure des rivières .....	261
Tableau III- 18 : Comparaisons de la concentration d'AsT chez des espèces de bivalves similaires. ....	262
Tableau III- 19 : Toxicité de quelques éléments chimiques selon leur disponibilité.....	267
Tableau III- 20 : Liste de métaux essentiels ou non (D'après Aarab,2004.....	268
Tableau III- 21 : NOEC pour l'arsenic de quelques espèces aquatiques.....	270
Tableau III- 22 : Toxicité des différences espèces d'arsenic .....	271
Tableau III- 23 : Exemples de toxicité aiguë de métaux chez les bivalves .....	273
Tableau III- 24 : Conséquences de l'intoxication aiguë chez l'Homme .....	275
Tableau III- 25 : Exemples de valeurs toxicologiques de références retenues par l'Ineris pour l'arsenic.....	282

## Chapitre IV

### Liste des figures

Figure IV- 1: Pourcentage de consommations de produits marins entre 2018 et 2020. ....	294
Figure IV- 2 : Pourcentage de consommateurs selon les portions .....	294
Figure IV- 3 : Distribution de la fréquence de consommation de poissons.....	294
Figure IV- 4 : Pourcentage de consommation selon les catégories de poissons .....	295
Figure IV- 5 : Distribution des classes d'âges de l'ensemble des sondés (a, n=178) et parmi les pêcheurs sondés (b, n= 57) (1 <sup>er</sup> enquête). ....	302
Figure IV- 6 : Date de dernière consommation des non-pêcheurs (n=63) de bivalves locaux (1 <sup>er</sup> enquête) .....	303
Figure IV- 7 : Distribution des portions de bivalves au sein des consommateurs (n=125). (Portion médiane= 90 g ; percentile 95°= 216 g).....	304
Figure IV- 8 : (a et b) : Répartition en % des réponses pour les différentes modalités de cuisson de <i>P. pectinatus</i> (a) et d' <i>A. deflorata</i> (b). ....	305

Figure IV- 9 : Distribution des aliments accommodant les bivalves (n=114 réponses).....	306
Figure IV- 10 : Distribution de la fréquence de consommation de riz (jeunes sondés).....	307
Figure IV- 11 : Pourcentage de consommateurs de riz selon les portions (jeunes sondés).....	307
Figure IV- 12 : Comparaison de l'exposition à l'arsenic total en $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ per capita selon les portions et les bivalves.....	319

### **Liste des tableaux**

Tableau IV- 1 : Valeurs toxicologiques de références utilisées pour l'Asi et l'Ast.....	299
Tableau IV- 2 : Portions et fréquence des repas de bivalves chez les consommateurs .....	303
Tableau IV- 3 : Évaluation de l'exposition moyenne aux métaux lors d'un repas d'A .deflorata.....	308
Tableau IV- 4 : Évaluation de l'exposition aux métaux lors d'un repas de P. pectinatus .....	310
Tableau IV- 5 : Données utilisées pour la construction des valeurs toxicologiques de sécurité (VTS) testées .....	312
Tableau IV- 6 : Quantité moyenne d'arsenic total consommé lors d'un repas.....	317
Tableau IV- 7 : Doses journalières d'expositions (AJE) moyennes maximales aux différentes espèces d'arsenic.....	318
Tableau IV- 8 : Quelques habitudes de cuisson et d'accompagnement des bivalves dans les principaux pays consommateurs .....	323
Tableau IV- 9 : Apports d'arsenic par la consommation de produits de la mer dans le monde .....	329
Tableau IV- 10 : Expositions moyennes à l'arsenic d'un consommateur de 60 kg.....	330

## **Chapitre V**

### **Liste des figures**

Figure V- 1 : Risques moyens encourus liés à l'arsenic inorganique par un consommateur de 60 kg.....	348
Figure V- 2 : Risques moyens encourus liés à l'arsenic toxique (Astox : iAs+MMA+DMA) par un consommateur de 60 kg .....	349

### **Liste des tableaux**

Tableau V- 1 Quelques espèces de bivalves pêchées au cours du temps en Martinique.....	337
Tableau V- 2 : Effets de la cuisson sur la concentration et la bioaccessibilité d'AsT dans les fruits de mer .....	358
Tableau V- 3 : Comparaisons des valeurs toxicologiques pour certaines formes d'arsenic.....	362
Tableau V- 4 : L'exposition à l'arsenic (MMA) selon les portions et les bivalves .....	363
Tableau V- 5 : Valeurs toxicologiques retenues pour l'exposition à l'arsenic .....	364

---

## Liste des annexes

---

**Annexe n°1 : Description succincte de principales familles ciblées dans le monde**

**Annexe n°2 : Enquête pêcheries**

**Annexe n°3 : Enquête consommation**

## Liste des abréviations non explicitées

---

**AFFSA : Agence Française de Sécurité Sanitaires des Aliments**

**ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry (Etats Unis).**

**BMD : Benchmark Dose.**

**C.C.A.M.L.R. : CoMmission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique**

**C.I.E.M : Conseil International pour l'Exploration de la Mer**

**C.R.F.M : Caribbean Regional Fisheries Mechanism**

**CI : Concentration inhibitrice**

**CL : concentration létale**

**CL50 : Concentration qui provoque la mortalité de 50% de la population**

**DJA : Dose Journalière Admissible.**

**DJT : Dose Journalière Tolérable.**

**DL : Dose létale:**

**DMSENO : dose maximale sans effet nocif observable**

**DRAM : Direction Régionale des Affaires Maritimes**

**EFSA : European Food Safety Authority**

**ERU : Excès de risque unitaire**

**ERUo : Excès de Risque Unitaire par voie orale.**

**FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture**

**IFA: Inshore Fishing Areas**

**Ifremer: Institut Français de recherche et d'exploration des mers**

**IRIS: Integrated Risk Information System .**

**MEEDDAT : Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement**

**MF : Modifying Factor (facteurs de modifications)**

**MRL : Minimum Risk Level (niveau de risque minimum).**

**OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économiques**

**OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment (Etats Unis).**

**OMS : Organisation Mondiale de la Santé.**

**pc : poids corporel.**

**RfD : Reference Dose (dose de référence).**

**RHMVE : cellules endothéliales de cœur de rat**

**RIVM : Institut National de la santé public et de l'environnement**

**ROCCH : Réseau d'observation de la contamination chimique du littoral**

**TDI : Tolerable Daily Intake (DJT en français : Dose journalière**

**Tolérable).**

**UF: Uncertainty Factor (Facteur d'incertitude)**

**UFs: Uncertainty/Variability Factors (Facteurs d'incertitude et de variation)**

**US EPA : United States Environmental Protection Agency (Etats Unis).**

**US-EPA US: Environmental Protection Agency**

**VTR : Valeur Toxicologique de Référence.**

**VTS : Valeur Toxicologique de sécurité.**

**WHO: World Health Organization**

**ZEE: zone économique exclusive**

---

## Introduction générale

---



---

Les bivalves sont des mollusques acéphales dont le corps aplati dorso-ventralement, est protégé par une coquille calcaire constituée de deux valves reliées par un ligament élastique. Il y a environ 20 000 espèces de lamellibranches dans le monde et elles sont distribuées dans les milieux aquatiques à des salinités, des températures et des profondeurs variables. Comme la plupart des espèces marines recensées, la grande majorité des bivalves vit dans les zones côtières au niveau du benthos (Costanza *et al.*, 1997); par conséquent, ces bivalves ont été exploités très tôt par les populations humaines côtières.

Comme d'autres mollusques à coquilles, les bivalves marins ont constitué une ressource alimentaire facilement collectée dans les milieux littoraux mais aussi une matière première pour la fabrication d'outils, d'ustensiles et de parures (ex: Prieur, 2005 et les auteurs cités par lui). Les plus anciennes preuves d'utilisation des ressources marines attribuées à *H. sapiens* datent du Paléolithique moyen (Middle Stone Age) et ont été trouvées en Afrique du Sud (Voigt, 1982 ; Klein *et al.*, 2004 ; Henshilwood *et al.*, 2004 ; Plug, 2006 ; Jerardino et Marean, 2010; Marean, 2011, 2014; De Vynck *et al.*, 2016). Selon De Vynck *et al.* (2016), les mollusques constituaient une part essentielle du régime alimentaire de ces populations.

Différents sites étudiés dont le plus ancien, situé à Pinnacle Point datant d'environ 164 ±12 mille ans, contenaient dans leurs gisements coquilliers, une quantité variable de bivalves intertidaux (voir Jerardino et Marean, 2010). Des bivalves tels que les *Mytilidae* (*Perna perna*, et *Choromytilus meridionalis*), et des *Donacidae* (ex: *Donax serra*) avaient été récoltés aux côtés des bernacles et de quelques gastéropodes (Marean *et al.*, 2007).

Dans plusieurs autres régions du monde, plusieurs espèces de bivalves semblent avoir été intensivement exploitées dès la préhistoire par l'Homme. Par exemple, dans les petites îles de la Caraïbe, des gisements coquilliers précolombiens datés (V<sup>e</sup> millénaire au IX<sup>e</sup> siècle de notre ère) attestent d'une exploitation de bivalves (Serrand, 2007).

En Martinique, île des petites Antilles, des amas coquilliers prouvent l'exploitation de mollusques, notamment des bivalves, dans les écosystèmes littoraux pendant la période précolombienne (Vidal *et al.*, 2004 ; Vidal, 1999 ; Bérard, 2003 ; Allaire, 1997 ; Allaire, 1981 ; Grouard et Serrand, 2005 ; Serrand, 2002). D'après certains auteurs (par ex : Serrand, 2007), certains mollusques, intensivement exploités, ont constitué une source notable de protéines pour ces populations.

La pêche de mollusques a été reportée au cours du XVII et XVIII<sup>ème</sup> siècle à la Martinique. Pendant la période coloniale, une consommation traditionnelle et répandue de bivalves a été décrite, mais l'identification des espèces reste un problème. Thibault de Chanvallon évoque en 1763 dans son voyage aux Antilles, la pêche courante de burgots, de lambis, des huîtres et d'une espèce de palourde, de la façon suivante: « On a toujours pêché depuis que nous sommes ici, une espèce de comes qu'on nomme ici, palourdes »; « Nous avons mangé des huîtres; tout le monde sait qu'elles sont très bonnes à manger, et qu'elles s'attachent aux branches de ces arbres... connus sous le nom de mangles » (Thibault de Chanvallon, 1763).

Selon Bomare (1769) (voir le *Dictionnaire raisonné universel d'histoire naturelle*), les coquillages nommés « cames » sont placés dans la classe des bivalves par D'Argenville, à côté des huîtres, des moules et des pétoncles. Ce terme désigne tous les bivalves à coquille plus ou moins rondes à valves épaisses et plus ou moins égales, sans oreillons, avec une charnière à trois dents.

En comparant les monographies de cette époque, réalisées sur les bivalves, on peut constater qu'un bivalve nommé: « *Venus jamaica* » (la lucine de Jamaïque), décrit parmi les cames par D'Argenville et de la Clotte (1757), correspond en réalité à l'espèce *Lucina pensylvanica* puis plus tard à *Lucina pectinata* si on se base sur la description de Bruguière. De plus, les descriptions montrent qu'à l'époque de Thibault de Chanvallon (XVIII<sup>ème</sup> siècle), le terme « cames » était utilisé pour désigner des espèces de vénéridés, de lucinidés et de chamidés. Plus tard, le terme « cames » désignera uniquement les espèces de la famille des chamidés, d'après la description rapportée par Bosc en 1830 : « Elles se fixent sur leur substrat, leur coquille est inéquivalve, épineuse et leur bouche ouverte et béante ».

Labat (1722) signala la pêche des huîtres que l'on « cueillait sous les arbres » ainsi que la fabrication de chaux avec entre autres, des coquilles de mollusques. Auparavant, DuTertre (1667-71v2:223) avait signalé la consommation fréquente de l'huître de mangrove *C. rhizophorea*, au côté des gastéropodes *Strombus gigas* et *Melongena melongena*.

D'après Boutin et Sainton (2004), en Martinique et en Guadeloupe, pendant la période coloniale, en plus des activités agricoles, la pêche occupait une part importante dans la vie des habitations littorales, car poissons, mollusques et crustacés étaient abondamment exploités. Ces auteurs rapportent l'existence d'une pêche à pied de palourdes et d'huîtres, lors de « samedi nègre » dans la mangrove.

Bien que ces pêcheries traditionnelles de subsistance se soient perpétuées jusqu'à nos jours dans plusieurs localités, depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, l'exploitation globale des ressources marines s'est intensifiée et complexifiée. Les pêcheries se pratiquent actuellement à des échelles différentes: industrielle, artisanale ou récréative. Selon la terminologie de la FAO, la pêche industrielle met en œuvre des moyens humains et matériels plus importants et est donc plus productive.

Les captures de bivalves procurent à certaines populations humaines l'essentiel de leurs besoins en protéines (FAO, 2009), notamment au Brésil, au Sénégal et en Asie. En outre, depuis quelques années, l'intérêt global pour les produits de la mer s'est accru (Tacon *et al.*, 2011).

Pourtant, dans le contexte actuel de croissance de la population humaine mondiale et de développement de la littoralisation des activités humaines (Cormier-Salem, 2006), dans lequel des polluants d'origine agricole, industrielle ou domestique et des déchets de tailles diverses sont rejetés en quantités plus en plus importantes dans tous les compartiments de l'environnement (air, eau, sol) (Ramade, 2007), la consommation de bivalves prélevés dans des eaux contaminées peut présenter un risque sanitaire (China *et al.*, 2003; Verge et Petit, 2009 ; Galvao *et al.*, 2012; El Nemr *et al.*, 2012; Ouro-Sama, 2014; Li et Gao, 2014; Li *et al.*, 2015; Shi *et al.*, 2016; El-Shenawy *et al.*, 2016; Su *et al.*, 2019; Wang, et Tan, 2019)

.En effet, les lamellibranches prélèvent leur nourriture dans la colonne d'eau ou à la surface des sédiments, et sont connus pour être d'excellents bio-concentrateurs de micro-polluants (Goldberg, 1975 ; Cossa, 1989 ; Rainbow et Phillips, 1993; McFarland *et al.*, 1994; Luna-Acosta *et al.*, 2015 ; Rodríguez *et al.*, 2019).

Dans les îles de la Caraïbe, les conséquences de l'anthropisation des littoraux se font sentir de façon plus cruciale, du fait de la petite taille des territoires (Desse, 2005). Par exemple, les principales zones portuaires de la Jamaïque (Webber et Wilson-Kelly, 2003; Buddo *et al.*, 2003) et de Trinidad (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005) reçoivent d'importants rejets d'origine industrielle, agricole et urbaine. Selon Buddo *et al.* (2003), dans l'estuaire de la Hope River où est bâtie la ville de Kingston (Jamaïque), les rejets humains qui contribuent à l'eutrophisation de l'estuaire et à la contamination des milieux par les métaux lourds seraient indirectement ou directement à l'origine de la baisse de la biodiversité des produits de la pêche et de la prolifération d'un bivalve invasif, d'origine asiatique, *P. viridis*.

En outre, depuis 2011 (Franks *et al.*, 2011), ces îles déjà touchées par la pollution générale, sont aussi fortement concernées par les échouements massifs de sargasses holopélagiques sur leurs rivages.



Les sargasses sont des algues brunes (Ochrophytes) de la famille des *Sargassaceae*. La grande majorité des espèces est benthique et se fixe sur un substrat en général rocheux dans les zones marines côtières tropicales, subtropicales et tempérées (Nizamuddin, 1970).

Certaines espèces de sargasses, appartenant au genre *Sargassum* sont adaptées à la vie pélagique et flottent en nattes denses entrelacées dans les eaux calmes tropicales et subtropicales (Gower *et al.*, 2006). Selon Coston-Clément *et al.* (1991), ces amas forment de véritables écosystèmes mobiles et, dans le Golfe du Mexique, jusqu'à une centaine d'espèces parmi lesquelles des crevettes, des poissons volants, des balistes, des carangues et des tortues ont été dénombrés. De temps en temps, transportés par les courants et les vents marins (Butler et Stoner, 1984; Parr, 1939), ces sargasses s'échouent sur les rivages.

Dans plusieurs régions du monde, l'accumulation naturelle de débris de phanérogames et d'algues marines sur des littoraux est un phénomène connu, saisonnier et reporté par de nombreux auteurs dont Tanaka et Fosca (2003) et Vye *et al.* (2018). Ces échouements de faible importance n'entraînent généralement que peu de nuisances pour les populations humaines côtières. De plus, en constituant un habitat nourricier pour les oiseaux limicoles et les détritivores des plages (Gheskiere *et al.*, 2006; Orr *et al.*, 2005; Roberts et Poore, 2005; Ryland, 1974; Tanaka et Fosca, 2003) ou en contribuant à freiner l'érosion des plages (Feagin *et al.*, 2005; Gheskiere *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2007; Dolique *et al.*, 2021 *in press*), ils fournissent des services écologiques. Cependant, depuis 2011, d'énormes amas de ces sargasses holopélagiques prolifèrent et s'échouent sur les côtes de la zone Caraïbe, d'Amérique centrale, du Brésil et même d'Afrique de l'Ouest (Johnson *et al.*, 2013 ; Gower *et al.*, 2013; Tanaka et Fosca, 2003 ; Smetacek and Zingone, 2013).

Sur les côtes bordant la mer des Caraïbes et le sud de l'Atlantique nord, les radeaux de sargasses holopélagiques sont devenus beaucoup plus importants après l'année 2013 et couvraient en 2018 une surface flottante totale moyenne mensuelle d'environ 6000 km<sup>2</sup>, contre environ 700 en 2011 (Wang *et al.*, 2019). C'est ainsi que des dizaines ou centaines de milliers de tonnes d'algues ont échoué sur les rivages de certaines baies (Burrowes *et al.*, 2018).

Dans ces amas flottants de sargasses sont présentes les deux seules espèces pélagiques connues et fréquentes dans l'Atlantique Nord-Ouest (dans la mer des Sargasses) et dans le Nord-Ouest du Golfe du Mexique: la sargasse commune, *Sargassum fluitans* Boergesen et

la sargasse épineuse, *Sargassum natans* (Linnaeus) Gallion, 1828 (Parr, 1939; Butler *et al.*, 1983 ; Lapointe, 1986; 1995; Gower et King, 2008; Lapointe *et al.*, 2014; Doyle et Franks, 2015), en quantités variables; ainsi qu'une sous-espèce de *S. natans* (la forme VIII), distinguée génétiquement par Amaral-Zettler *et al.* (2016)

.Dans toutes les îles de la Caraïbe (Gower *et al.*, 2013), de Trinidad et Tobago (Alemu, 2014) à la République Dominicaine (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2016; van Tussenbroek *et al.*, 2017) en passant par Antigua et Barbuda, Grenade et Sainte-Lucie (Alemu, 2014), la Barbade (CAST, 2015), mais aussi la Guadeloupe et la Martinique, c'est le caractère répétitif et l'intensité des échouages qui ont entraîné la réduction des activités touristiques et des pêcheries (Solarin *et al.*, 2014; Franks *et al.*, 2016; Louime *et al.*, 2017). La dégradation de ces énormes amoncellements d'algues et le rejet de gaz toxiques (hydrogène sulfuré et ammoniac) causent, en effet, des nuisances visuelles et olfactives.

Si les conséquences immédiates de la décomposition de ces amas d'algues sur les activités économiques sont faciles à évaluer, les impacts sur la santé humaine et les écosystèmes marins restent encore à préciser; les effets de la décomposition des sargasses sur la biocénose marine étant à peine connus. Une surmortalité au sein des biocénoses côtières a été observée (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019) sur les côtes de la Caraïbe et des modifications des relations écologiques au sein des écosystèmes benthiques ont été mises en évidence par certains auteurs (Gower *et al.*, 2013; Schell *et al.*, 2015).

En outre, comme d'autres algues, les *Pheophyceae* sont connues pour leur forte capacité à bio-accumuler de nombreux métaux et métalloïdes dans leurs tissus (Davis *et al.*, 2003 ). Par exemple, selon les études menées par certains auteurs (Sanders, 1979; Francesconi et Edmonds, 1993), les algues brunes présentent des teneurs en arsenic supérieures (en moyenne  $10,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) à celles des *Chlorophyceae* ( $1,54 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) et des *Rhodophyceae* ( $1,43 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (en poids frais). Ce qui correspond en poids sec à des valeurs pouvant être supérieures à respectivement,  $230 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $23,3 \mu\text{g.g}^{-1}$  et  $39 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Francesconi et Edmonds, 1993).

La biomasse algale a aussi une forte capacité à la sorption des métaux (Suresh et Ravishankar, 2004; Mehta et Gaur, 2005; Bayramoglu et Arica, 2009). Chez les algues du genre *Sargassum*, cette grande possibilité de sorption des métaux a été mise en évidence par plusieurs auteurs (voir la revue faite dans le chapitre 3).

Lors de la décomposition de la biomasse algale échouée (Colombini *et al.*, 2003), un phénomène de désorption de substances telles que l'arsenic (Benson *et al.*, 1988), mais aussi par exemple, le plomb, le zinc, le nickel et le cadmium, classées très toxiques (par Wood, 1974) pour les espèces marines comme pour l'Homme (Prudente *et al.*, 1997), serait un risque supplémentaire de contamination des écosystèmes marins déjà fortement exposés aux effets de l'anthropisation. Dans les zones côtières fortement touchées par les échouements de sargasses, la décomposition biologique de la biomasse d'algues échouées par des détritivores, des décomposeurs et des herbivores (Tenore, 1988; Colombini et Chelazzi, 2003) mais aussi l'absorption des molécules organiques résultantes, par les organismes filtreurs (Hanson et Tenore, 1981) constituent des voies trophiques de transfert des contaminants.

En Martinique et en Guadeloupe, îles de la Caraïbe, déjà connues pour la forte présence dans leur environnement d'un pesticide, la chlordécone (Epstein, 1978; Huff et Gerstner, 1978), les écosystèmes marins côtiers sont aussi sujets à d'autres rejets anthropiques d'origine industriels ou urbains, tels que les métaux lourds (par ex. Pons *et al.*, 1987; Pellerin-Massicotte, 1991; Pujos *et al.*, 2000). Un apport supplémentaire d'éléments métalliques dans les milieux de mangroves, des herbiers et des récifs coralliens pourrait avoir des conséquences sur l'exploitation des produits de la mer.

Dans ces îles, en plus des autres espèces marines (notamment les poissons et les chatrous), certaines espèces de bivalves sont pêchées dans les milieux côtiers dans un but alimentaire (Bouchon et Lemoine, 2003). Pourtant, il n'existe que peu de données sur l'importance et les caractéristiques des pêcheries de bivalves, l'état des populations de ces mollusques n'ayant fait l'objet d'aucune évaluation et d'aucun bilan sanitaire. Ces espèces, fortement exposées à des polluants divers, sont susceptibles de représenter un risque pour la santé des consommateurs.

Dans le but de préserver la santé publique, l'estimation des risques de contamination des consommateurs par ingestion de bivalves pollués serait utile. Dans cette optique, l'évaluation du niveau de consommation de cette ressource alimentaire prélevée localement est nécessaire.

Les objectifs principaux de cette thèse sont de décrire en Martinique, les caractéristiques des pêcheries de bivalves afin d'estimer leur importance et pour identifier les principales espèces consommées. Ensuite, nous tenterons d'évaluer les effets des échouements de sargasses sur des populations de bivalves et les risques de contamination, en particulier par l'arsenic, par la consommation de ces derniers.

Au préalable, **un premier chapitre** établira un bilan de l'état des pêcheries de bivalves dans le monde et à la Martinique, afin de décrire l'évolution des volumes de pêcheries depuis 1950 et les différentes espèces pêchées par zones biogéographiques.

Un **deuxième chapitre** traitera des caractéristiques écologiques des principaux bivalves d'intérêt halieutique en Martinique. Dans l'optique de la préservation de la biodiversité, la connaissance des milieux et du mode de vie des espèces permet de repérer les menaces qui pèsent sur les individus. La description des paramètres biométriques individuels et populationnels pourra servir de repères pour tenter de comprendre et de discuter les effets des pollutions actuelles (dues aux échouages de sargasses holopélagiques) ou futures sur les espèces.

Le **chapitre trois**, montre comment les bivalves de part leur mode de vie sont exposés à des polluants métalliques. Dans ce contexte, un bref rappel de l'origine et de la spéciation de l'arsenic dans l'environnement des bivalves est fait. Puis dans un volet expérimental, l'état de contamination des bivalves par les métaux et en particulier, l'arsenic a été recherché et discuté. Enfin un bref rappel (éco)toxicologique est fait pour expliquer l'intérêt et les modalités de mise en place des valeurs toxicologiques de référence dans le contexte d'exposition humaine par voie alimentaire.

Dans **le chapitre quatre**, après une description des habitudes de consommation des bivalves, l'exposition des consommateurs aux différentes espèces d'arsenic et aux autres métaux a été évaluée.

Enfin, dans **le chapitre cinq**, une synthèse, une conclusion générale et des recommandations ont été présentées.

L'intérêt de cette thèse est de contribuer à une meilleure connaissance de la bio-écologie des bivalves côtiers exploités, mais aussi à mettre en évidence les effets de l'anthropisation et des échouages de sargasses holopélagiques sur les biocénoses côtières. En outre, il sera possible de discuter des enjeux sanitaires liés à la consommation de ces ressources.

# Chapitre-I: Origine de la production des différents bivalves marins consommés dans le monde



Photo : Bivalves récoltés dans un sédiment de plage (*A. deflorata*)

## Introduction

Pour évaluer les risques sanitaires représentés par la consommation de bivalves marins, il est important de considérer leur niveau d'exploitation pour l'alimentation ainsi que leurs lieux de production. Selon les seules données de la FAO, la consommation mondiale de mollusques a augmenté depuis 1993 et est en moyenne de  $2,5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , ce qui représente 0,17 grammes de protéines par jour et par habitant. Néanmoins, aucun détail précis n'est fourni par cet organisme sur la consommation de bivalves. Même s'il est possible d'avoir des informations par le biais des statistiques internationales, commerciales ou institutionnelles de certains pays (Communauté Européenne, Canada...), beaucoup de données sociales et économiques restent informelles.

Pour avoir une vision globale sur le niveau de consommation de bivalves dans le monde, il faut se baser en premier lieu sur la production des bivalves dans un but alimentaire. Cette approche tient compte des données officielles sur la mariculture et la pêche par capture, mais aussi d'autres sources d'informations documentaires descriptives ou de reconstitutions sur les petites pêcheries (artisanales et de subsistance).

Aussi, dans ce chapitre 1, grâce à l'utilisation de sources diverses (FAO, [seararoundus.org](http://seararoundus.org), Watson et Tidd, 2018; Bennett *et al.*, 2018), nous tenterons de dresser un tableau de la production-consommation de bivalves dans le monde en reportant d'abord les volumes globaux produits par l'aquaculture et par la pêche par captures marines, en sachant que cette dernière comporte différents secteurs, puis en précisant l'origine géographique des principales espèces.

# 1. Les différents types de production de bivalves dans le monde

## 1.1. Brève description de la méthodologie des sources principales utilisées

### 1.1.1. Les différents secteurs de pêche

Une pêcherie, au sens large, est un ensemble relativement homogène d'unités de pêche (individus, bateaux) qui interviennent dans une zone géographique donnée, pour capturer des espèces similaires à l'aide d'engins de même type. En général, les pêcheries sont classées dans quatre secteurs différents selon leurs caractéristiques. Elles peuvent être industrielles, de subsistance, récréatives ou artisanales selon les différents moyens (bateaux, outils, équipes) mis en œuvre et l'énergie allouée aux activités (temps, fréquence). Les caractéristiques principales des différents secteurs de pêche sont décrites ci-dessus:

**La pêche industrielle** est une activité de grande échelle et commerciale. Elle dispose d'un effectif de pêcheurs élevé et de nombreux bateaux de tailles importantes qui peuvent opérer en haute mer. Différents types d'engins peuvent être utilisés selon les espèces, tels que des dragues lourdes ou dragues bretonnes, des dragues à praires, des dragues hydrauliques pour les mactridés (Gosling, 2015) et des chaluts de fond pour les espèces d'eau profonde. Par exemple, en France, la pêche des coquilles Saint-Jacques se fait avec des navires de longueur limitée à 13 mètres et ayant une puissance motrice maximale de 185 kW.



- **La pêche artisanale** est une pêche commerciale à petite échelle car elle utilise des quantités relativement plus faibles de moyens et d'énergie que la pêche industrielle. C'est une petite pêche réalisée avec des bateaux de petite taille, atteignant au maximum 20 mètres. Son objectif est principalement commercial mais elle peut contribuer à la subsistance (voir Tesfamichael, 2012). Les produits peuvent être commercialisés localement ou exportés. Il est admis que la pêche artisanale est une activité côtière, ce qui signifie qu'elle se fait uniquement dans les eaux intérieures (c'est-à-dire dans la ZEE d'un pays), dans une limite maximale de 50 km de la côte ou jusqu'à 200 miles de profondeur (IFA, voir Chuenpagdee *et al.*, 2006; Chuenpagdee, 2011 ; Pauly et Zeller, 2015). Les outils de la pêche artisanale peuvent être les mêmes que ceux de la pêche non commerciale (griffes, râteaux,...), mais pour la collecte de certains organismes, plusieurs techniques peuvent être utilisées. Par exemple, les moules et les pétoncles peuvent être récoltés à la drague ou en plongée à la main (Narvarte *et al.*, 2007). De même, la pêche de la palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*) peut être pratiquée à pied ou depuis une petite embarcation avec des outils manuels, râteaux et « tongs », ou plus récemment, avec des bateaux plus gros (6 à 10 mètres), équipés de drague hydraulique (Gosling, 2015a).
- **La pêche de subsistance** au sens strict est une petite pêche non commerciale car les produits ne sont pas vendus et sont consommés directement par les familles des pêcheurs ou par leur entourage (Pauly et Zeller, 2015). Cette forme de pêche est réputée importante dans la couverture des besoins alimentaires de plusieurs populations humaines (FAO, 2016). Elle est dite de petite échelle et non commerciale.

Quant à **la pêche de loisir ou récréative**, elle est considérée comme une activité sportive et n'a pas pour objectif principal la vente ou la consommation des captures (FAO, 2016), même si une partie peut être vendue et consommée par les pêcheurs (Cisneros-Montemayor et Sumaila, 2010 ; Pauly et Zeller, 2015).

Ces deux derniers types de pêche non commerciale qui fournissent de petits volumes de produits sont souvent confondus dans de nombreuses régions du monde (Pauly et Zeller, 2015). La comparaison des caractéristiques de différentes petites pêcheries dans différents pays montre que les critères utilisés pour distinguer les différents secteurs ne sont pas toujours homogènes (Kelleher *et al.*, 2012)

Pour de plus amples détails sur les caractéristiques des secteurs de pêche, voir par exemple les auteurs suivants : Berkes *et al.*, 2001; Chuenpagdee *et al.*, 2006 ; Johnson, 2006 ; Garcia et Rosenberg, 2010; Kelleher *et al.*, 2012.

### **1.1.2. L'origine des données**

Depuis sa création, le département des pêches de la FAO a constitué une base de données statistiques sur les ressources aquatiques. Les données relatives aux pêcheries et à l'aquaculture sont communiquées par les états membres de la FAO, puis vérifiées par d'autres sources. Les quantités et la composition des productions sont classées par zones océaniques, par environnement, par pays, par an et par taxon. Sur les 26 zones de pêche établies par la FAO sur le plan international, 19 sont des zones maritimes.

Avant 1950, une faible quantité de données ne concernant que les pêcheries industrielles avait été déclarée. Après cette date, la quantité et la fiabilité des données sur les secteurs industriel et artisanal ont augmenté progressivement; ce qui a permis d'estimer la production industrielle séparément (Watson et Tidd, 2018). Jusqu'à ce jour, cependant, les statistiques officielles sous-estiment les prises des petites pêcheries et l'étendue du commerce informel ou illégal (Pauly et Zeller, 2016 ; FAO, 2016).

En réalité, la plupart des petites pêcheries sont des activités de subsistance et ne sont pas déclarées (Gillett et Lightfoot, 2001 ; Zeller *et al.*, 2006, 2007 et 2015). De plus, selon la FAO, les valeurs déclarées par espèce sont probablement sous-estimées car certains pays fournissent leurs données par grands groupes d'espèces; des échantillons pouvant avoir été classés dans une autre catégorie (genre, famille...) ou dans celle nommées: autres bivalves ou non identifiés (n.i.) (FAO, 2016)

Dans le cadre de l'évaluation des pressions de pêche sur les biocénoses marines, d'autres sources telles que [SeaAroundUs.org](http://SeaAroundUs.org) proposent une reconstitution des prises réelles. Les données ciblées pour les reconstitutions ne concernent que les captures effectuées dans environ 40 % de l'espace océanique mondial (c'est-à-dire des ZEE) (Zeller *et al.*, 2015). Par exemple, les reconstitutions faites pour 25 localités du Pacifique indiquent qu'en 2010 les captures totales étaient 1,7 fois supérieures aux données déclarées, du fait de la sous-représentation du secteur de subsistance (Zeller *et al.*, 2015).

La méthode qui permet de réaliser les estimations des captures réelles consiste à :

- Comparer les séries de données de la FAO avec celles déclarées par les pays et par les institutions. Les captures dites déclarées représentent toutes les captures jugées officielles par la FAO ou par d'autres entités internationales telles que, le Conseil International pour l'Exploration de la Mer (C.I.E.M.) pour l'Europe et la Commission pour la conservation des ressources marines vivantes de l'Antarctique (C.C.A.M.L.R.). Cette dernière institutions traite des zones statistiques relativement petites (voir, pour exemple Ainley et Pauly (2013).
- Collecter des données complémentaires en utilisant d'autres sources, comprenant les revues de la littérature, les rapports d'études, les archives, les consultations d'experts... La liste est non exhaustive. Cette étape permet d'identifier des données manquantes sur le type de pêche (artisanale, de subsistance ou de loisirs) ou les caractéristiques des pêcheries (espèces cibles, période de pêche, engins utilisés).
- Classer les données de capture pays par pays, (voir la méthode mise en œuvre pour la première fois par Zeller *et al.*, (2007).
- Faire l'estimation des séries chronologiques de captures totales, cumulant les captures déclarées avec les séries de données manquantes étendues à l'échelle nationale. Par exemple, les taux de capture par habitant (ou par pêcheur) pour les pêcheries de subsistance et récréatives sont des interpolations. Pour cette méthode de reconstructions des captures voir pour plus d'explications, Zeller et Pauly (2015) et les auteurs cités par eux.

En conclusion, les différents secteurs de pêche se distinguent par un niveau de prélèvement des ressources aquatiques qui dépend de leur équipement et de la fréquence de leur activité. Les données officielles sur les prises sont en-deçà de l'exploitation réelle des ressources marines, car elles ne tiennent pas compte des secteurs informels de la pêche ou des activités illégales. Même si les reconstitutions apportent des précisions, à cause des difficultés de collecte, les informations sur la totalité des petites pêches ne sont pas exhaustives.

## **1.2. La contribution des différents types de production à l'approvisionnement en bivalves marins**

L'exploitation globale de la faune marine par capture directe dans les milieux naturels a été au moins multipliée par 5 entre 1950 et 1996, pour atteindre 86,36 millions de tonnes (FAO Fishstat, 2019). Puis, entre 2009 et 2014, cette production a légèrement baissé à 80,4 millions de tonnes par an (FAO,2016; Wijsman *et al.*, 2019) et oscille actuellement autour de 76,8 millions de tonnes par an (FAO Fishstat, 2019). La production de bivalves par pêche dans un but alimentaire a suivi une évolution similaire et avec 1,39 millions de tonnes en 2017, elle ne représente actuellement que 2 % du volume global de toutes les captures de faune marine. Néanmoins, l'exploitation globale des bivalves marins est plus importante car la grande majorité des bivalves produits dans le monde est issue du secteur aquacole.

## 1. 2. 1. L'importance de la production aquacole

Bien que les naissains utilisés par les aquaculteurs soient principalement récoltés dans les milieux naturels, il y existe une distinction claire entre les deux types de production. Selon la FAO, la différence entre les produits aquacoles et les produits capturés par pêche tient à la condition que les organismes aquacoles aient constitué une ressource privatisée et cultivée dans un but alimentaire pendant toute leur période de croissance, tandis que les produits de la pêche sont issus de ressources publiques exploitables.

La production aquacole occupe une place de plus en plus importante dans la fourniture de bivalves pour l'alimentation. Du fait de l'intensification ou de l'essor des activités aquacoles de certains pays d'Asie (Chine, Japon, Corée du Sud,..) et du Chili, à partir de 1990, la quantité de bivalves produite par l'aquaculture marine a été multipliée par 8,8 entre 1980 et 2017 (voir fig.I-1).

En 2017, elle a fourni 91 % des 18,7 millions de tonnes de bivalves marins exploités dans le monde. Parallèlement à l'essor de la conchyliculture marine, on assiste à une tendance au déclin de la production par captures. Selon Wijsman *et al.*, (2019), entre 2009 et 2014 les parts de la mariculture et des captures sauvages étaient respectivement 89 % et 11 %.

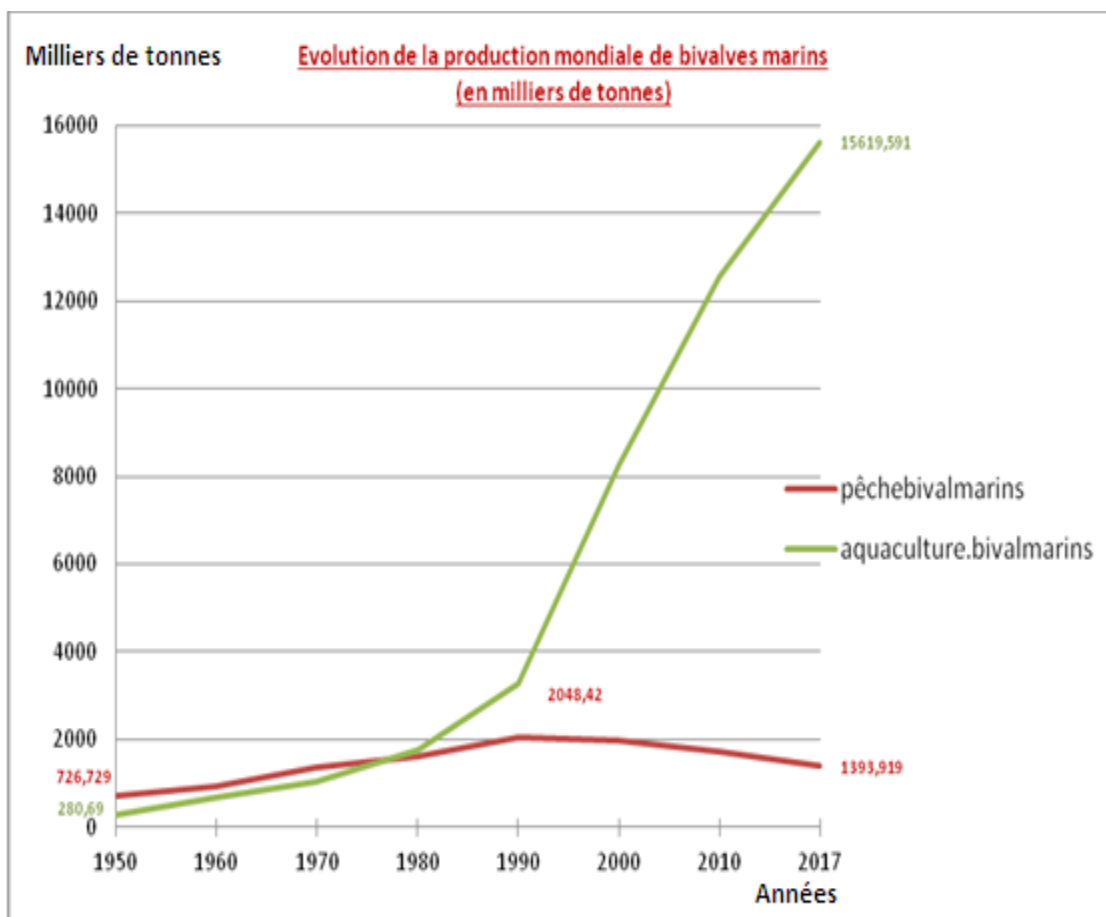
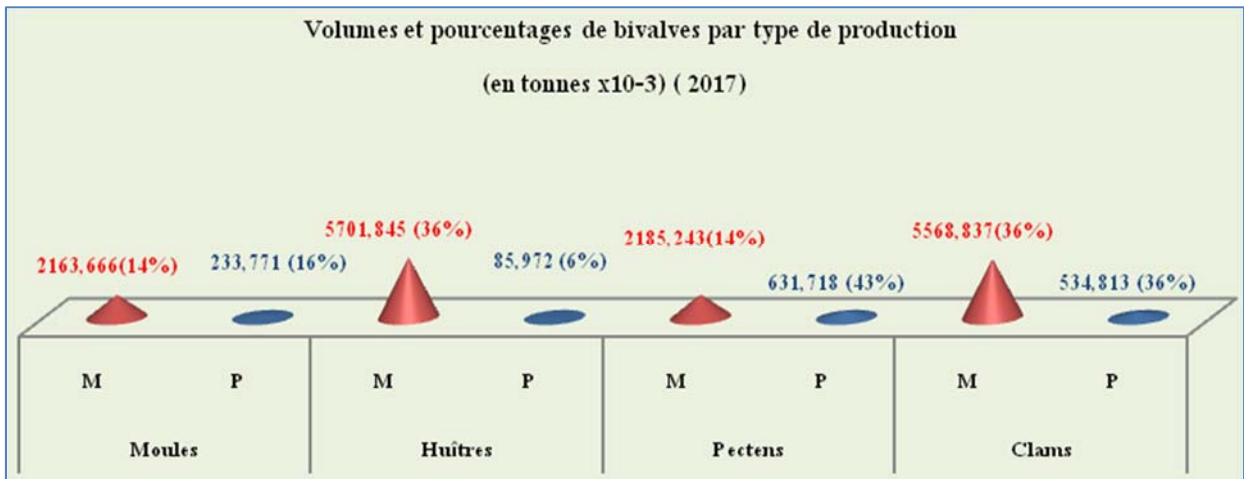


Figure I-1: Contributions de la pêche et de l'aquaculture marine dans la production mondiale de bivalves marins depuis 1950 (D'après données FAO, Fishstats, 2019)

D'après les données de la FAO, en 1990, les prélèvements de bivalves marins (hors huîtres perlières) qui étaient à un peu plus de 2 millions de tonnes, soit 38,9 % de la production totale de bivalves, se sont réduits à 1,4 millions de tonnes en 2017, ce qui ne représente plus que 8 % du volume global de bivalves exploités à des fins alimentaires (fig.I-1).

La distribution actuelle (2017) des différents types de bivalves dans la production maricole mondiale est donnée par le graphique ci-dessous (fig.I-2) :



**Figure I-2 : Contribution comparative de l'exploitation de différents bivalves dans la mariculture et dans la pêche (P: pêcheries, M=mariculture). Ces données n'incluent pas le volume des bivalves non identifiés. Source des données (FAOfishstats).**

Les prises de peignes et de « clams » constituent environ respectivement 43 % et 36 % du total des captures. Seulement 4 % des huîtres et des moules consommées dans le monde sont issues de captures dans le milieu marin tandis que respectivement 9 % et 22 % des « clams » et des pectens le sont. En conséquence, quel que soit le type considéré, les bivalves consommés proviennent en très grande majorité d'élevages marins.

L'élevage de bivalves marins prédomine également au sein de l'aquaculture mondiale. En 2017, la conchyliculture représentait environ 75 % de la production totale d'animaux marins élevés, soit 17 millions de tonnes de mollusques, dont 91 % étaient des bivalves. Sur les 15,6 millions de tonnes de lamellibranches produits, 92 % proviennent uniquement d'Asie, en particulier de la Chine qui en fournit 86 % (soit la grande majorité des huîtres, des peignes et des petits bivalves). Cependant, comme nous l'avons déjà vu, les données de la FAO sont en-deçà de l'exploitation réelle des ressources marines, car elles ne tiennent pas compte en particulier des secteurs informels de la pêche. Avec les reconstructions des données de capture issues de [SeaAroundus.org](http://SeaAroundus.org), la comparaison de la contribution de toutes les catégories de pêcheries dans les prises globales a pu être effectuée.

## 1.2.2. Répartition des captures globales par différents secteurs de pêche

La combinaison par [SeaAroundus.org](http://SeaAroundus.org), des données officielles avec les reconstitutions pour la période allant de 1950 à 2015 permet d'avoir une vision plus précise sur l'évolution du volume global des captures (fig.I-3).

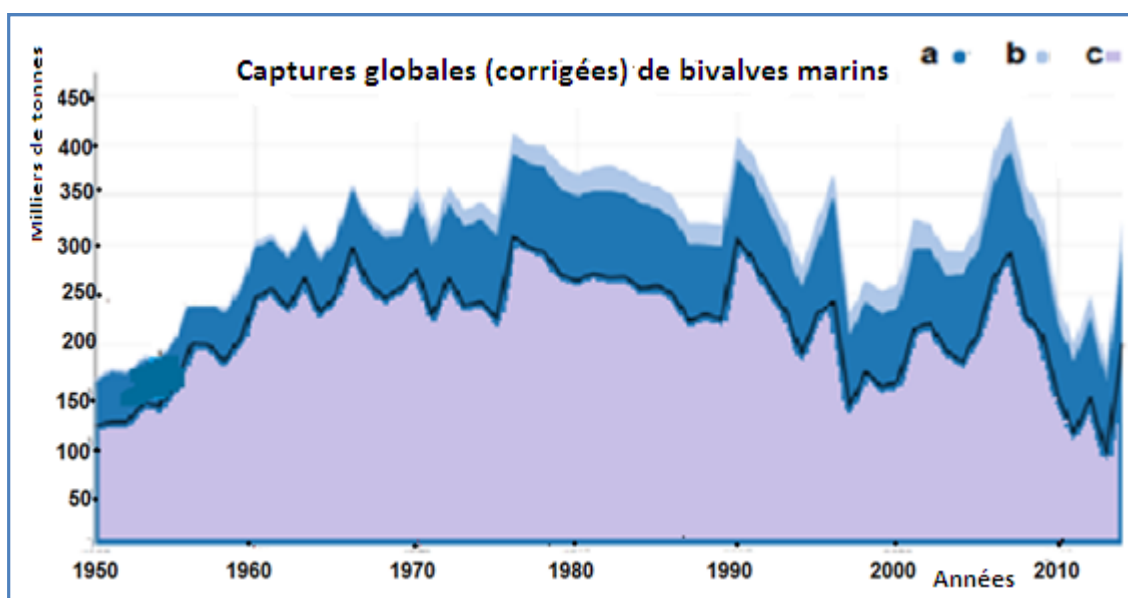


Figure I-3: Captures globales estimées de bivalves après intégration et interpolation de données complémentaires (source : [SeaAroundUs.org](http://SeaAroundUs.org)) (a=débarquées, b=rejetées, c=déclarées). Dans ce graphique, les captures déclarées concernent aussi bien les données des pêcheries industrielles que celles de certaines pêcheries artisanales. La courbe des captures débarquées inclut celles qui sont informelles, saisonnières, récréatives et de subsistance

En calculant les différences entre le volume des captures déclarées et débarquées à partir de ce graphique (fig.I-3), on peut estimer que les captures non officielles s'élèvent en moyenne à environ 78 000 tonnes par an entre 1975 et 2014, ce qui constitue un peu moins d'un tiers des captures globales. On constate qu'en réalité, le niveau d'exploitation des espèces marines est nettement plus important que les données officielles (Pauly et Zeller, 2016)

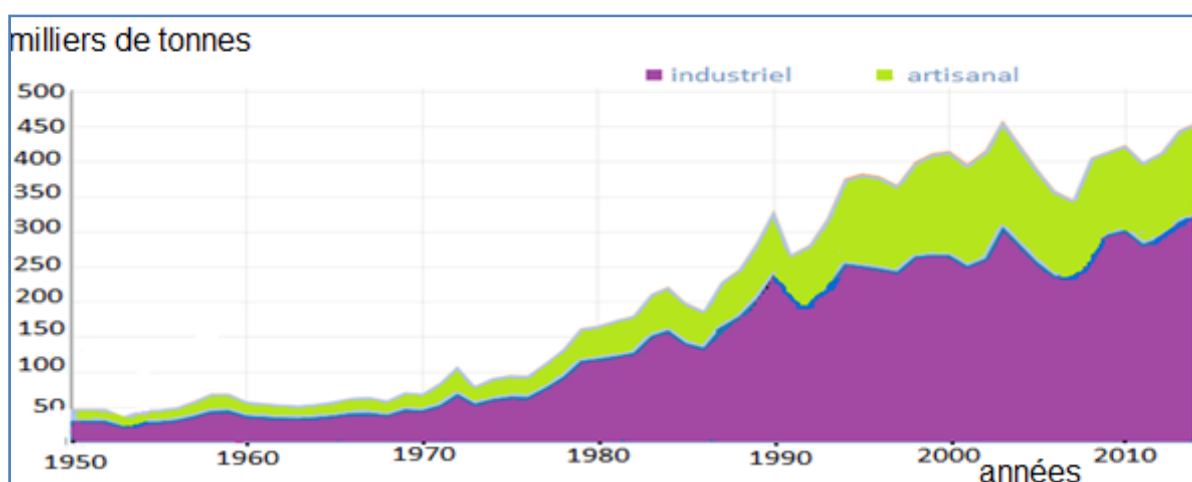


Les différents secteurs n'ont pas contribué de la même façon à la production globale au cours du temps (voir tabl.I-1 et fig.I-4).

**Tableau I- 1: Comparaison de l'évolution de la contribution des différents types de pêche (P) à l'approvisionnement en bivalves**

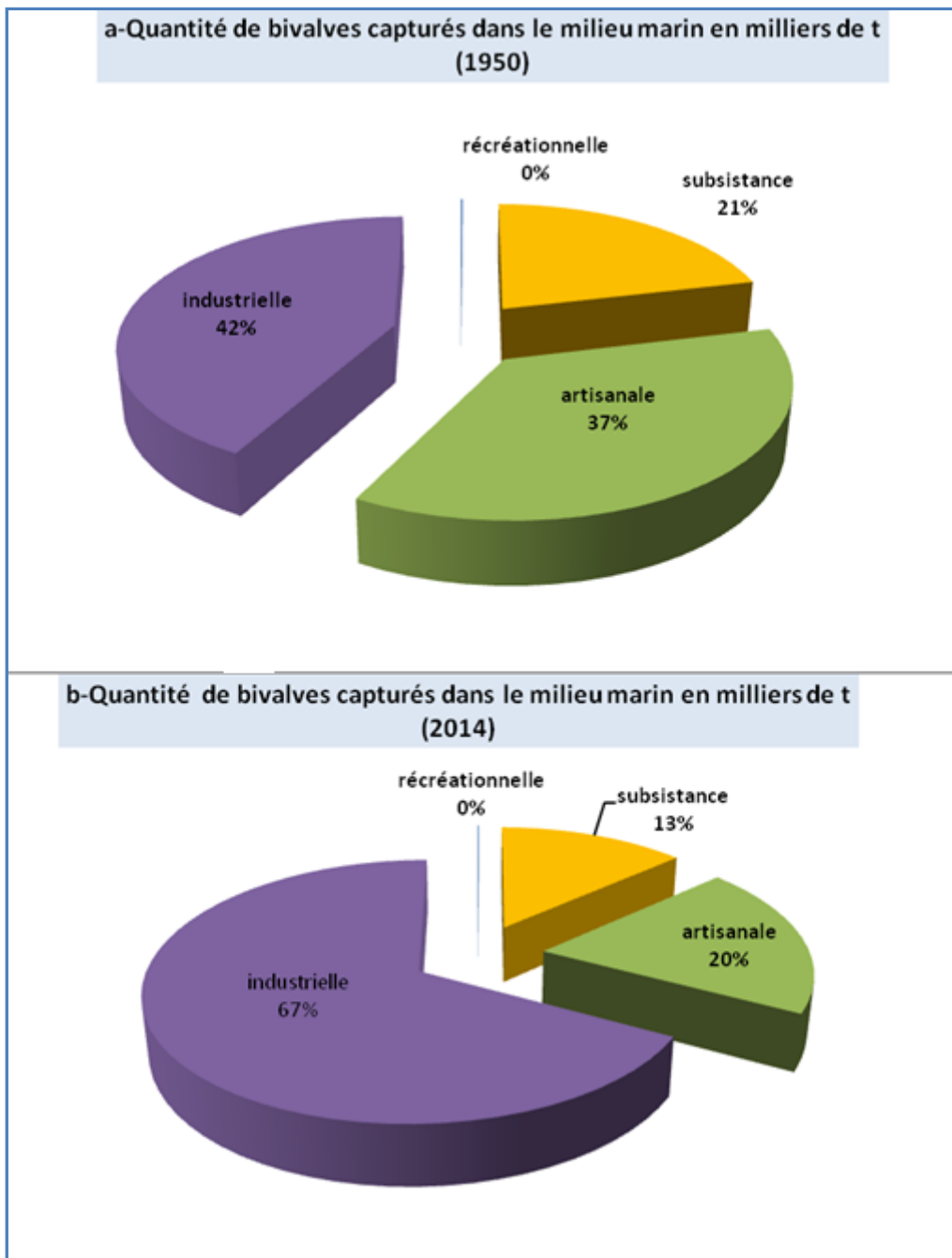
Années	Volumes de bivalves capturés en milliers de tonnes			
	<i>P.industrielle</i>	<i>P.artisanale</i>	<i>P.subsistance</i>	<i>P.récréative</i>
1950	70,2	60,7	35,2	<0,00
2014	217	62,8	43,0	<0,00

Entre 1950 et 2014, presque toutes les activités globales de pêche marine avaient accru leurs prélèvements de bivalves (tabl.I-1). On constate que la pêche de subsistance avait fourni un volume non négligeable de bivalves en 2014.



**Figure I-4 : Evolution de la pêche des pectens entre 1950 et 2014 (d'après : [SeaAroundUs.org](http://SeaAroundUs.org),15, modifié)**

Cependant la pêche industrielle, qui n'occupait qu'une part légèrement plus importante que la pêche artisanale en 1950 a triplé ses captures, en particulier de pectens (fig.I-3), en fournissant 217 milliers de tonnes en 2014.



**Figure I--5: - Evolution de l'activité des différents secteurs de pêche de bivalves entre 1950 (a) et 2014 (b)**

Aussi, la pêche industrielle de bivalves fournit-elle 67 % du tonnage de bivalves en 2014 au lieu de 42 % en 1950, alors que la pêche artisanale n'en procure plus que 20 % (fig.I-4). Ces données montrent que les petites pêches conservent malgré tout, une contribution notable (33 %) dans les captures de bivalves, même si les pêcheries de loisir sont considérées comme globalement négligeables (voir fig.I-4).

[SeaAroundUs.org](http://SeaAroundUs.org) estime qu'en réalité, en 2014, plus de 15 % du volume des captures consiste à la subsistance, ce qui pourrait, extrapolé en 2017, correspondre au même volume qu'en 2014, puisque le volume des prises globales stagne depuis environ 20 ans, soit à peu près à 43 milliers de tonnes.

Selon Watson (2018), les productions non-industrielles de poissons et d'invertébrés marins jouent un rôle prépondérant dans l'apport en protéines de certaines populations humaines et dans certaines régions du monde, des bivalves sont l'unique source de protéines (FAO, 2009). Pourtant, concernant les bivalves, seulement 11 % de la totalité des bivalves produits sont issus des captures dans leur milieu naturel (Wijsman *et al.*, 2019). La présence de polluants dans les milieux marins étant de plus en plus importante, la consommation de produits de la mer peut présenter un risque élevé de contamination par des substances toxiques (ANSES, 2013). Des précisions sur le volume des différentes espèces exploitées et les principales zones ou lieux de production s'imposent.

### **1.3. Le cas des petites pêcheries**

Les données des prises globales de 2014, reconstituées par [Seaaroundus.org](http://Seaaroundus.org), ont permis de relever et de comparer le statut de pêche des principales familles de bivalves. Le graphique (fig.I-6) montre que ce sont les pêcheries d'arches, et de palourdes de la famille des *Veneridae* qui possèdent les plus fortes proportions relatives de données non officielles, même si les parts des *Ostreidae* et des *Pectinidae* sont en-deçà de la réalité des volumes exploités par les pêcheries (fig.I-6).

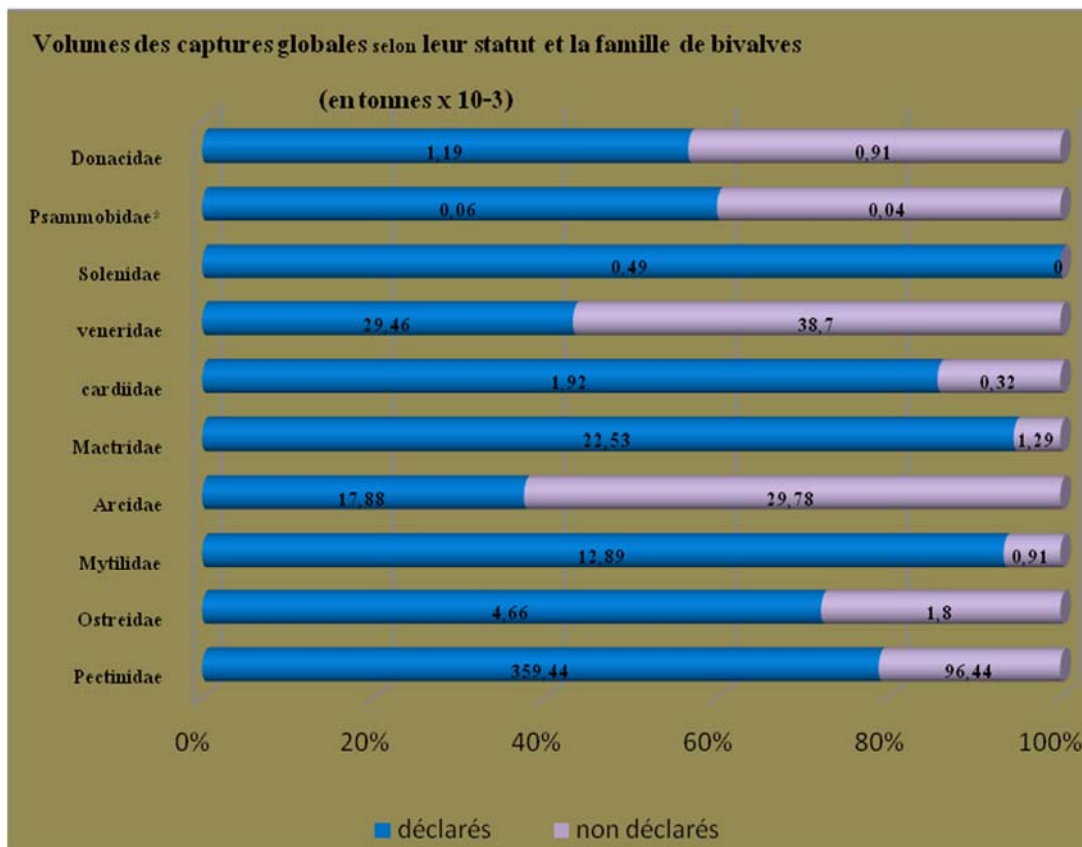


Figure I--6: Statuts des captures de bivalves par familles en 2014.( \* =*A.violascens*). Les données de 2017 ne sont pas encore disponibles (d'après données [Searoundus.org](http://Searoundus.org), modifié)

Par exemple, du fait des difficultés de collecte des données, sur les douze espèces d'huîtres produites dans le monde, seulement sept sont l'objet de captures déclarées. Cela s'explique par la place importante qu'occupe le secteur de subsistance dans certaines pêcheries de bivalves (pour les Arcidae et les Veneridae, voir fig.I-7).

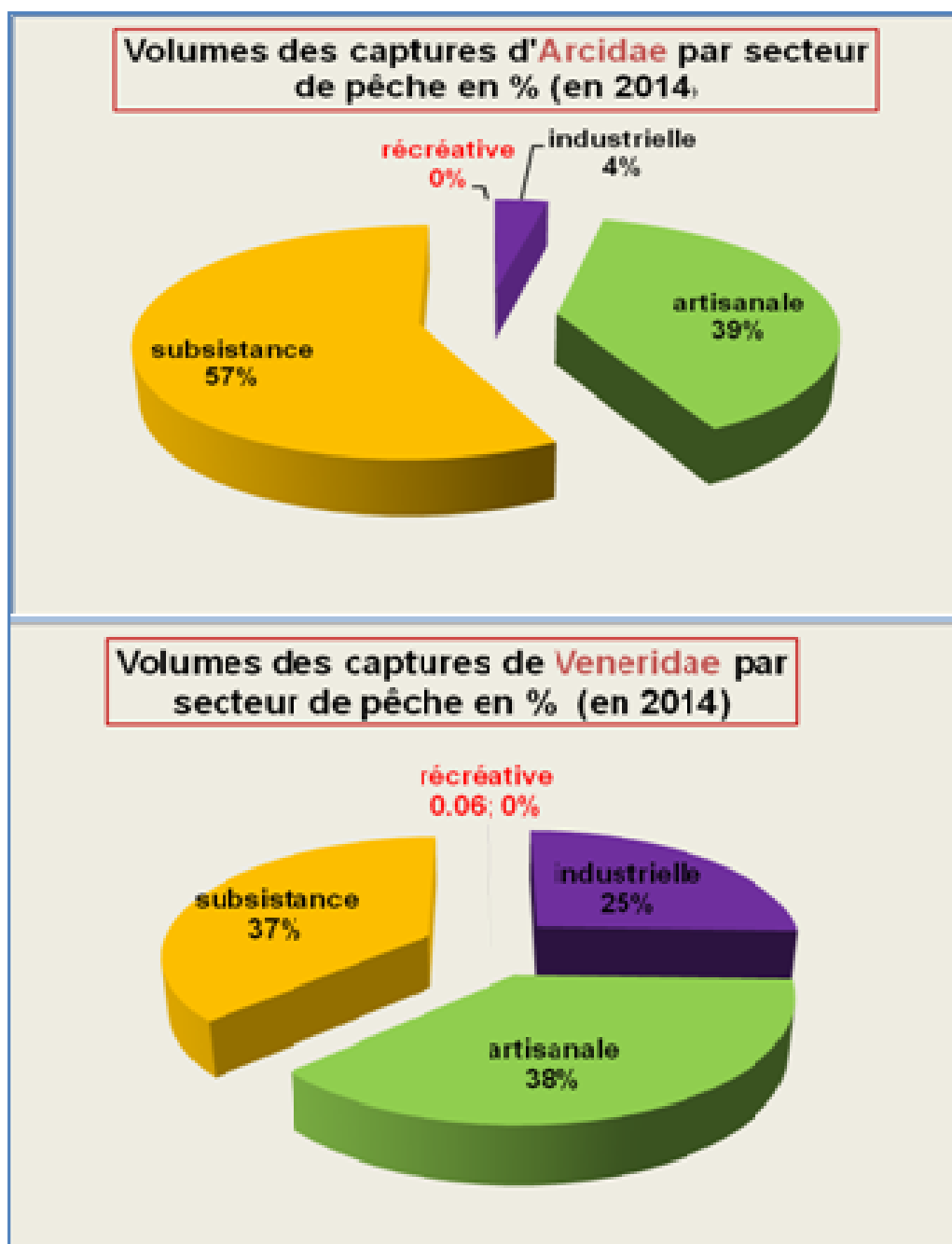


Figure I--7 : Contributions des différents secteurs de pêches dans les captures d'*Arcidae* (a) et de *Veneridae* (b) en 2014 (d'après données [Searoundus.org](http://Searoundus.org), modifié).

Concernant les *Arcidae*, la totalité des captures de la pêche de subsistance et 10 % de l'artisanale ne sont pas reportées dans les données officielles de la FAO. Pour les *Veneridae*, les valeurs atteignent respectivement 100 % et 50 %.

La projection des tendances pour 2017 avec les fractions non déclarées (+30 % pour les *Arcidae*, +39 % pour les *Veneridae*, etc.) ne changent pas fondamentalement la signification des données officielles dans notre contexte (tabl.I-2). A l'exception de certaines familles dont les productions de certaines espèces sont sous-estimées (Da Costa, 2012). Par exemple: les *Psammobidae*, *Pharidae*, *Donacidae*, quelques *Arcidae* et *Veneridae* subissent une intense activité de pêche de subsistance ou récréative.

**Tableau I- 2 : Extrapolation des quantités reconstituées de différentes familles pêchées en pourcentage des captures globales de bivalves produits en 2017 (d'après Fishtat, 2018 et [Sea-aroundus.org](http://searoundus.org)).**

<b>Familles</b>	<b>Quantité en %, en 2017 d'après Fishstat, 2018</b>	<b>Quantité après correction en %, en 2017</b>
<b>Pectinidae</b>	49	51
<b>Mactridae</b>	11	10
<b>Veneridae</b>	7	9
<b>Arcidae</b>	6	7
<b>Donacidae</b>	0,7	0,9

Quant aux *Pharidae*, ils sont fréquemment prélevés dans les milieux intertidaux par les acteurs de la pêche récréative. Par exemple, en 2014, la pêche récréative du couteau *Siliqua patula* a fourni 480 tonnes, contre 150 tonnes pour la pêche artisanale ([seararoundus.org](http://seararoundus.org), 2018). La pêche à pied de ce couteau dans le sable des plages est beaucoup plus importante que sa pêche commerciale (Roach *et al.*, 2011), tandis les prises industrielles restent inexistantes.

Malgré les petites tailles des espèces, les *Donacidae* constituent une famille relativement importante pour la pêche artisanale (930 tonnes en 2014) et de subsistance (environ 160 tonnes dont 40 tonnes en pêche récréative en 2014).

L'espèce la plus exploitée au Portugal, en France, en Espagne et en Italie, et qui constitue la majorité des captures déclarées dans ces pays, est *Donax trunculus* (Da Costa, 2012). En Guadeloupe, *D.denticulatus* est connu pour être fréquemment récolté sur les plages de sable fin.

En conclusion, parmi les 9200 espèces de bivalves estimées dans le monde (Worms, 2020), une infime quantité d'entre-elles sont l'objet de pêcheries connues. Les principales familles de bivalves pêchées au niveau mondial, en termes de volume sont des *Pectinidae*, des *Macridae*, des *Veneridae*, des *Arcidae*, des *Ostreidae* et des *Mytilidae*.

Les *Arcidae* et les *Veneridae* ont une place primordiale dans la pêche de subsistance et artisanale.

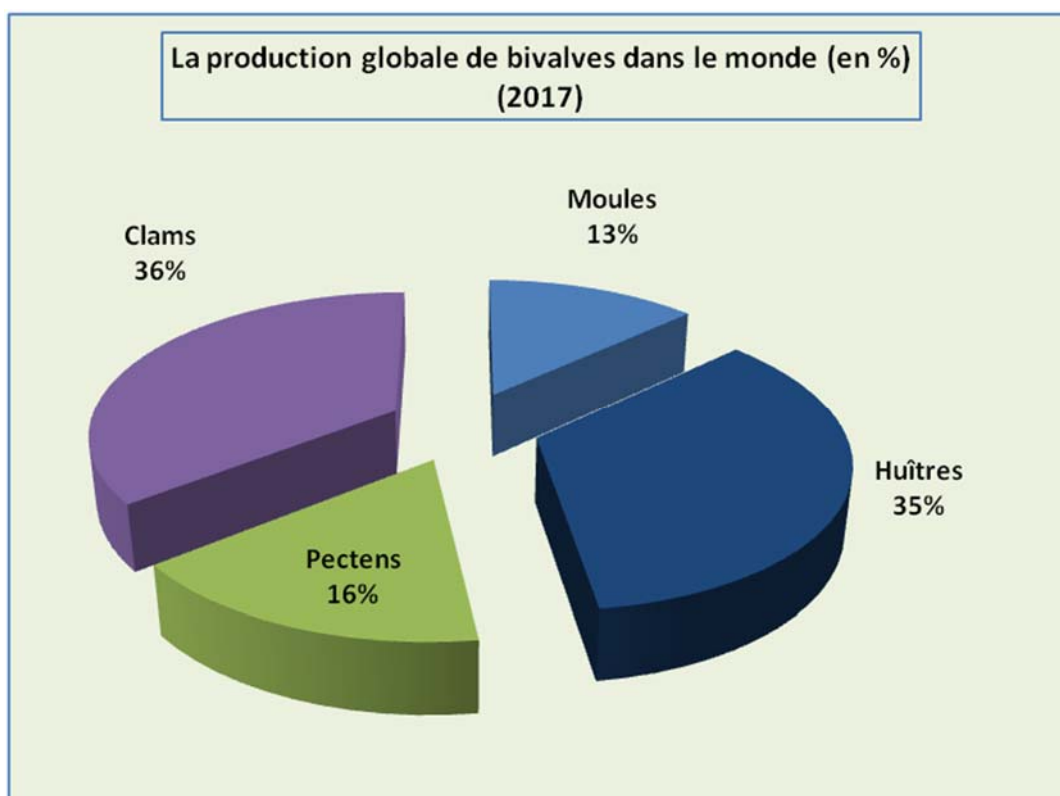


Figure I-8 : La composition de la production globale de bivalves en 2017 (pêcheries et maricultures).

À l'exception des *Pharidae*, les espèces les plus produites par la conchyliculture marine appartiennent aux familles les plus exploitées par les pêcheries, puisque la majorité des naissains proviennent du milieu naturel.

C'est la famille des *Veneridae* qui fournit le plus d'espèces (26), suivie par celle des *Pectinidae* (17). D'ailleurs, parmi ces bivalves, ce sont les *Veneridae* qui possèdent la plus grande biodiversité d'espèces, avec 863 espèces connues dans le monde (Worms, 2019).

La grande majorité des bivalves capturés (99,5 %) dans leur milieu naturel, le sont pour couvrir directement les besoins alimentaires humains (voir tabl.I-3).

Les statistiques de la FAO offrent une bonne vision d'ensemble de l'état global des captures et de l'aquaculture mondiale (Da Costa, 2012). Concernant les captures, pour les pêches de subsistance et récréative, les valeurs reportées sont très en-deçà de la production réelle. Grâce à l'intensification de leur production aquacole, les palourdes, coques, arches et autres petits bivalves, puis les huîtres sont les lamellibranches les plus produits, donc les plus consommés dans le monde (figl-8). Parmi les « clams », ce sont les *Veneridae* qui sont les plus produits. La conchyliculture de bivalves est donc une activité économique qui a une importance fondamentale dans la fourniture de bivalves pour l'alimentation humaine.

**Tableau I- 3 : Devenir des captures de bivalves débarqués (Source : [SeaAroundus.org](http://SeaAroundus.org), 2014**

Usages en 2014	Volumes en tonnesx10 <sup>3</sup>	%
<b>Consommation humaine directe</b>	<b>294,6</b>	<b>99,5</b>
<b>Huiles et aliments poissons</b>	<b>0,53</b>	<b>0,2</b>
<b>Autres</b>	<b>0,97</b>	<b>0,3</b>



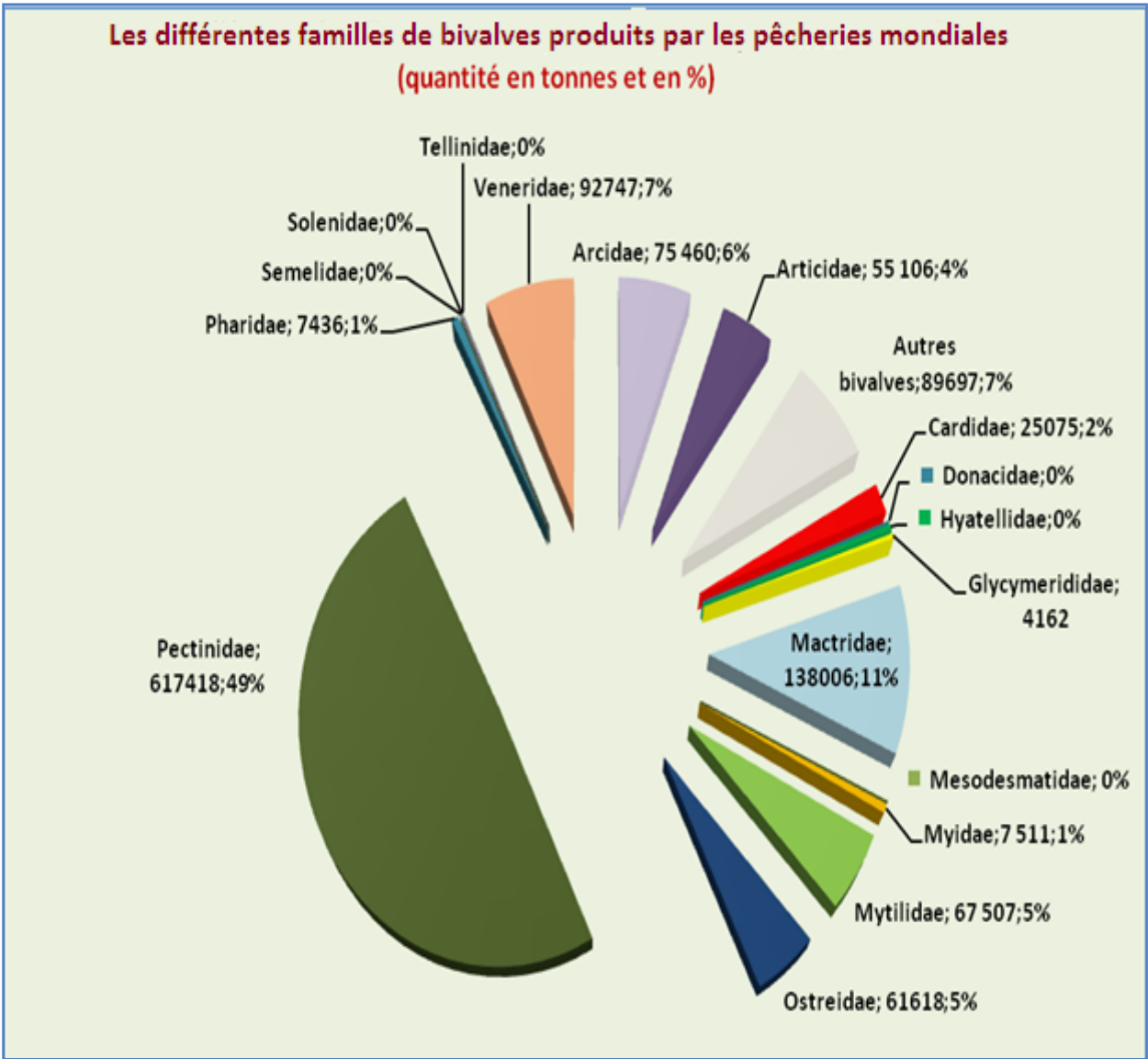


Figure I--9 : Contribution des différentes familles de bivalves à la biomasse globale déclarée de bivalves marins capturés en 2017 (en tonnes),(D'après données FAO modifié).

La grande majorité des bivalves capturés (99,5 %) dans leur milieu naturel le sont pour couvrir directement les besoins alimentaires humains. Dans ce contexte, les « clams » s'avèrent aussi importants dans les captures qu'en aquaculture, bien qu'ils aient une valeur marchande inférieure aux autres bivalves. Pour les Veneridae, 99,88 % des captures sont consommées et pour les Arcidae, 99,96 % le sont. Pour ces derniers, cependant, la pêche industrielle ne fournit que 4 % de la production totale.

Les espèces de bivalves les plus ciblées sont celles qui sont les plus rentables à la commercialisation (Fig.I-9), mais aussi les plus abondantes et facilement à prélever ou à élever. Il s'agit en général de bivalves distribués dans les zones littorales, et par conséquent plus exposés à des polluants.

Des précisions supplémentaires sur les familles et sur les lieux de productions sont apportées dans le chapitre suivant

## 2. Origine géographique des principaux bivalves pêchés

L'intérêt de ce paragraphe est de retracer l'origine des produits potentiellement consommés afin de rechercher une relation avec l'état de pollution des zones de production. On cherche à connaître les zones géographiques de production par pêche des principales espèces de bivalves.

Sachant que la diversité des espèces de bivalves varie beaucoup d'une latitude à une autre et au niveau des zones équatoriales, selon un gradient longitudinal (exemple: Stehli *et al.*, 1967; Flessa et Jablonski, 1995 ; Roy *et al.*, 1994, 1996 ; Crame, 2000), sur le tableau ci-dessus (tabl.I-4) les zones statistiques de la FAO (fig.I-10) ont été regroupées en 8 zones géographiques, dans lesquelles les quantités des différentes familles de bivalves récoltés sont indiquées en pourcentage. Les principaux groupes de bivalves exploités peuvent différer selon les zones de pêche (fig.I-10)..

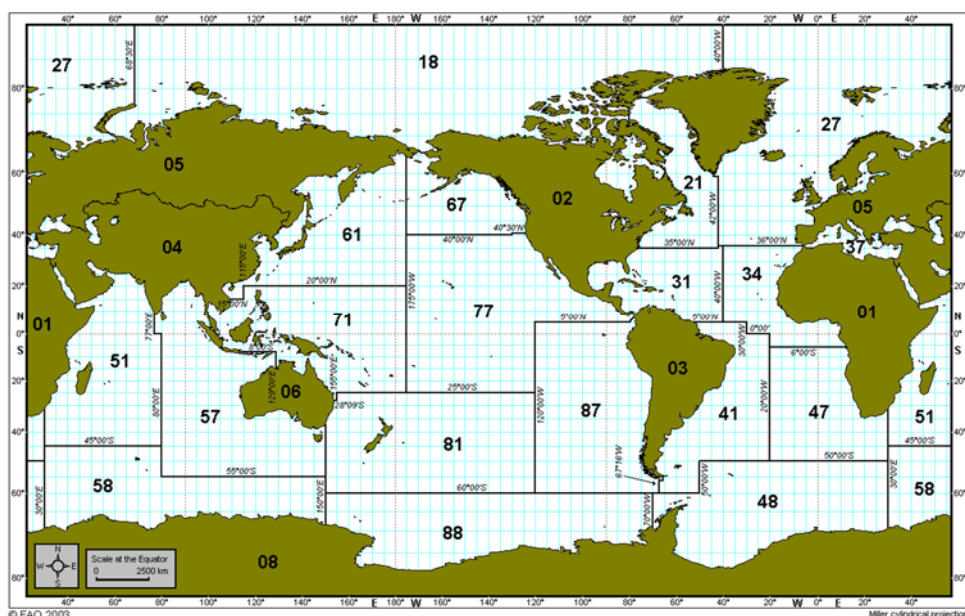
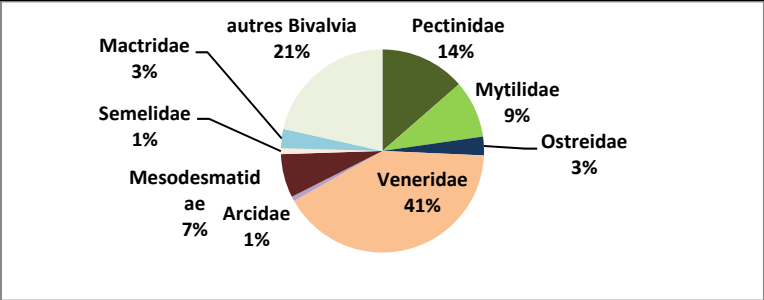


Figure I--10 : Carte des différentes zones de pêche de la F.A.O. (source: FAO, 2017)

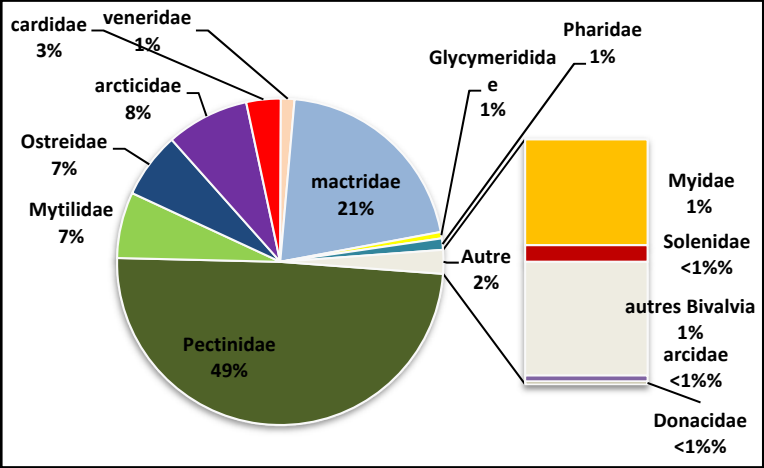
Tableau I- 4 : Les différentes zones de productions sélectionnées à partir de celles de la FAO et les principaux groupes de bivalves capturés en 2017.

Production des zones	Zones biogéographiques /Zones FAO
<p>Veneridae :48 759t ; 91%</p> <p>Mytilidae 2% Myidae 2% Cardidae 2%</p>	<p><b>Méditerranée et Mer Noire</b> Mediterranean and Black Sea (37)</p>
<p>Pectinidae 9% Mytilidae 2% Ostreidae &lt;1% Arcidae 20% Veneridae &lt;1% Solenidae 1% Mesodesmatidae 1% autres bivalves 67%</p>	<p><b>Océan Indien</b> Indian Ocean, western (major fishing area (51)); indian ocean, eastern (major fishing area (57))</p>
<p>Hiatellidae. 2% autres bivalves 12% Pectinidae 71% Veneridae 7% Cardidae 1% Mactridae 0% Ostreidae 5% Mytilidae 2%</p>	<p><b>Pacifique Nord</b> Pacific, Northeast (67) ; Pacific, Northwest (61)</p>
<p>autres Bivalves 5% Pectinidae 7% Mytilidae 7% Ostreidae 9% Arcidae 47% Veneridae 26%</p>	<p><b>Pacifique Centre</b> Pacific Western Central (71) ; Pacific Eastern Central (77)</p>



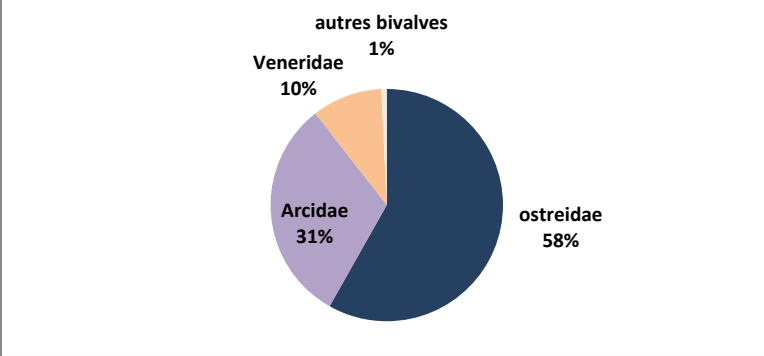
**Pacifique Sud**

Pacific southwest (81);  
Pacific Southeast (87)



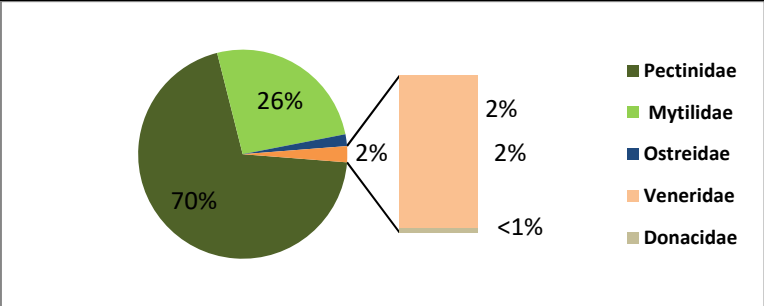
**Atlantique Nord**

Northwest Atlantic ( 21)  
Atlantic Northeast ( 27)



**Atlantique Centre**

AtlanticCentral :  
AtlanticWestern-Central(31)  
Atlantic Eastern Central(34)



**Atlantique Sud**

Atlantic Southeast (47);  
Atlantic Southwest(41)

Tableau I- 5: Les lieux de pêche des principaux bivalves commercialisés

Familles	Espèces	Zones de pêches	Références
<i>Ostreidae</i>	<i>C.virginica</i>	Atlantique Nord et Central	FAOfistat,2018
	<i>C.gigas</i>	Pacifique nord	
<i>Mytilidae</i>	<i>M.chilensis</i>	Atlantique Sud	
	<i>C. chorus</i>	Pacifique Sud,	
	<i>A. ater</i>	Atlantique Nord	
	<i>M.edulis</i>	Atlantique Nord, Manche Nord de l'Océan Pacifique	
<i>Arcidae</i>	<i>A. granosa</i>	Océan Indien, Atlantique Central, Pacifique Central	
<i>Pharidae</i>	<i>E. ensis</i>	Atlantique Nord	
	<i>E. siliqua</i>	Manche	
<i>Macridae</i>	<i>Tresus spp</i>	Nord de l'Océan Pacifique	
	<i>Spisula spp</i> <i>Spisula solidissima</i>	Nord de Atlantique , Nord du Pacifique )	Wang <i>et al.</i> , 2009
<i>Veneridae</i>	<i>Meretrix lusoria</i>	Pacifique Nord	Chung, 2007
	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Nord et centre de l'Atlantique	Kraeuter et Castagna, 2001
	<i>Venerupis corrugata</i>	Atlantique Nord, Méditerranée	Da Costa, 2012
	<i>Venerupis decussata</i>	Pacifique Nord , ,Méditerranée	
	<i>Chamelea gallina</i>	Océan Indien Atlantique, Méditerranée	FAOfistat,2018
<i>Pectinidae</i>	<i>Placopecten magellanicus</i>	Atlantique Nord	Shumway <i>et al.</i> , 1994 ; Hare <i>et al.</i> ,2010)
	<i>Patinopecten yessoensis</i>	Pacifique Nord	FAOfistat,2018

Les lieux de récoltes des principales espèces à valeur commerciale importante sont indiqués dans le tableau suivant (tab.I-5). Les huîtres et les moules sont capturées dans toutes les zones de pêches de bivalves, à l'exception de l'Océan indien et de l'Atlantique central respectivement

Certaines de ces espèces (tab.I-6) sont commercialisées en Martinique; île où la demande en fruits de mer est traditionnellement élevée (Miras, 1989) et la majorité des produits de la mer sont importés.

Les principales espèces de bivalves importées à la Martinique sont des moules (tab.I-6), les Huîtres n'étant visibles sur les étals que pendant la période des fêtes de fin d'année

La région de la Caraïbe fait partie de la zone 31 (fig.I-11).où les espèces marines les plus pêchées sont des «harengs, sardines et anchois» avec notamment le menhaden écailleux (*Brevoortia patronus*), Dans cette zone, bien que la production de bivalves soit peu développée, les pêcheries de mollusques sont en pleine croissance grâce aux captures de la pieuvre commune (*Octopus vulgaris*) et des strombes (*Strombus spp.*). La Martinique ne possède qu'une très faible participation au sein de ces pêcheries.

Tableau I- 6 : Origine des bivalves importées et commercialisés à la Martinique

Nom	Nom scientifique	Pays producteurs
Moule commune	<i>Mytilus edulis</i>	Canada, Danemark, France, Irlande, Pays-Bas, France et Royaume-Uni
Moule verte asiatique	<i>Perna viridis</i>	Thaïlande, Philippines
Moule bleue chilienne	<i>Mytilus chilensis</i>	Chili
Moule méditerranéenne	<i>M.galloprovincialis</i>	Espagne, France, Grèce, Italie
Moule verte de Nouvelle-Zélande	<i>Perna canaliculus</i>	Nouvelle-Zélande
Moule coréenne	<i>Mytilus coruscus</i>	Corée
Palourde	<i>Meretrix lusoria</i>	Taiwan
Palourde du Japon	<i>Ruditapes philippinarum</i>	Italie, Chine, USA
Palourde	<i>Chamelea gallina</i>	Chili, Turquie, Corée
Couteau	<i>Ensis ensis</i>	Pays-bas, Espagne



### **3. La contribution de la Martinique au sein de la Caraïbe**

#### **3.1. La région Caraïbe dans son ensemble**

L'ensemble des zones marines de la région Caraïbe fournit 13101 t. de bivalves capturés soit 6,7 % des 193020 tonnes de la production de toute la zone 31.

Dans la Caraïbe, les pêcheries de mollusques fournissent des huîtres et des petits bivalves de la catégorie «coques, palourdes, arches». Ces bivalves de tailles modestes sont principalement des arcidés et des vénéridés provenant surtout de la côte nord sud-américaine (Vénézuéla), mais aussi du Mexique. Les biomasses déclarées en 2017 sont regroupées dans le graphique (fig.I-12) suivant.

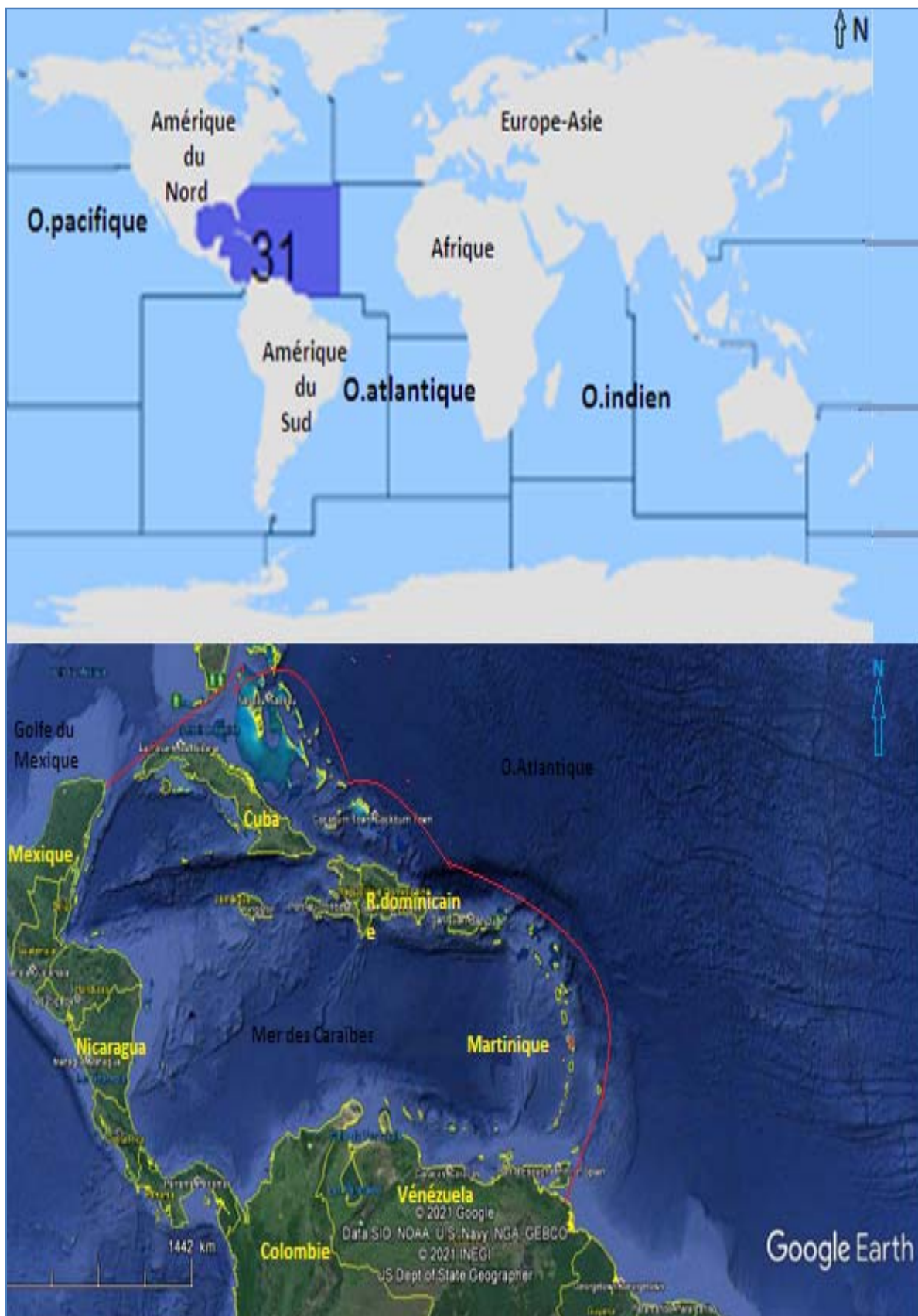


Figure I--11: Localisation de la zone 31 (a) et (b) de la Caraïbe( en rouge) (F.A.O, 2017)

La majorité des bivalves prélevés sont des huîtres et sont capturés surtout au Mexique. Quant à la production maricole de bivalves, si on considère que la Caraïbe, elle est limitée à 6625 tonnes dont principalement l’huître *C. corteziensis* produite au Mexique.

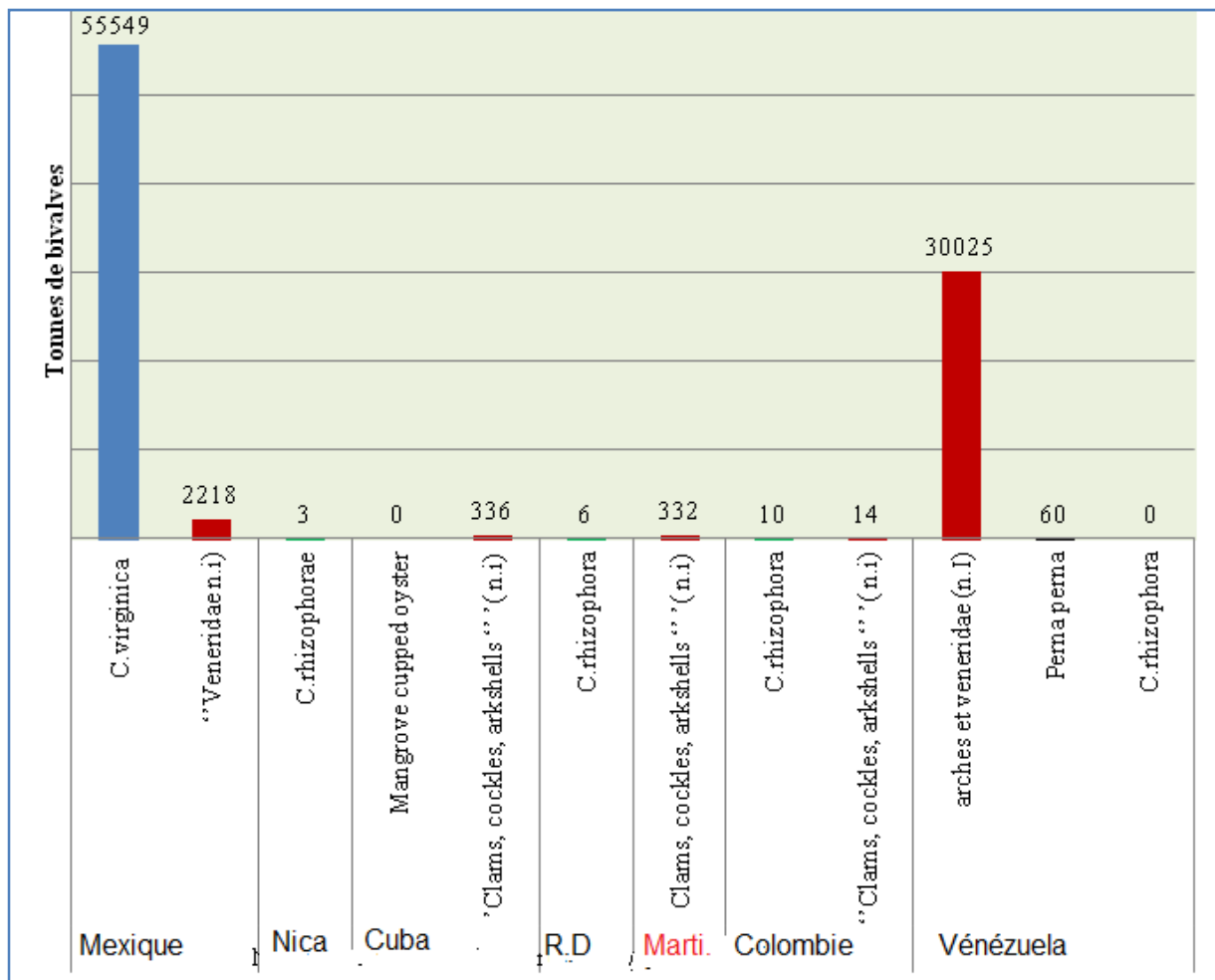


Figure I--12: Volumes et compositions des pêcheries de bivalves des principaux producteurs de la Caraïbe. R.D : république dominicaine, Marti : Martinique ; Nica : Nicaragua.(Source FAO,2017)

## 3.2. Les volumes de bivalves produits dans la Caraïbe insulaire

Au sein de la Caraïbe, les îles forment ensemble l'une des 4 régions incluses dans la zone 31. Les données déclarées ne concernent que trois îles. Même regroupées, ces îles possèdent la plus faible production officielle de bivalves marins (voir tabl.I-7). Néanmoins, Cuba se distingue par la présence d'une production d'huîtres (*C.rhizophora*) d'élevage qui fait d'elle, le premier producteur de bivalves des îles de la Caraïbe.

Tableau I- 7: Volumes des captures déclarées de bivalves réalisés, par décennie, par les îles de la Caraïbe (n.i : non identifié).

Pays	Espèces / catégories	Quantités de bivalves capturés en tonnes						
		1957	1967	1977	1987	1997	2007	2017
Cuba	<i>C. rhizophora</i>	500	3180	1120	895	2011	0	0
	"Clams, cockles, arkshells" (n.i)	0	0	0	1789	1729	385	336
Dominique	<i>C.rhizophora</i>	0	0	0	7	6	0	6
Martinique	"Clams, cockles, arkshells" (n.i)	0	0	0	0	0	708	332

Les captures de bivalves à Cuba ont culminé à 4228 tonnes en 1989 avant de s'effondrer avec la disparition des prises officielles d'huîtres en 1998. En Martinique, selon les estimations de la FAO, en 2017, 348 tonnes de mollusques ont été pêchées, dont 332 tonnes de bivalves et 16 tonnes de conques

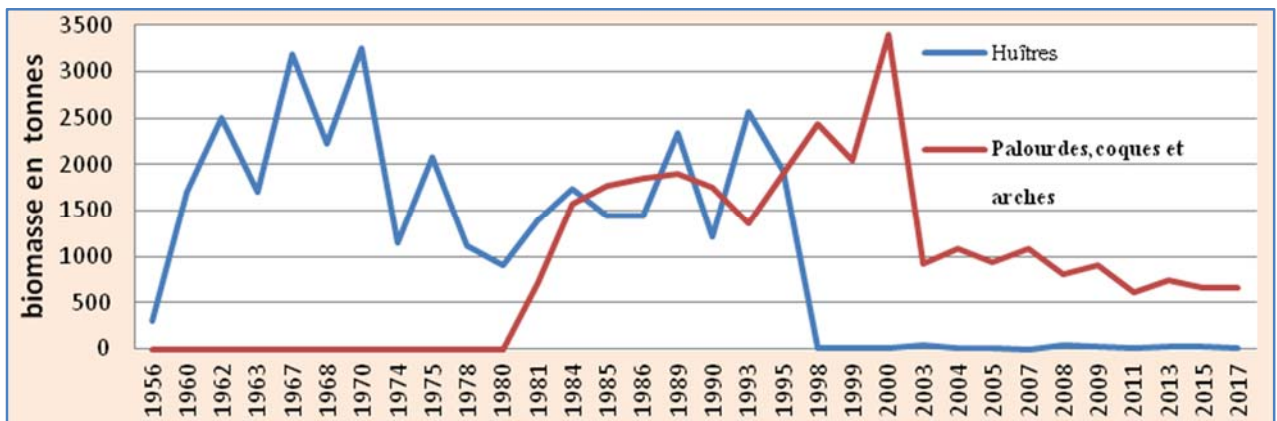


Figure I--13 : Evolution des captures déclarées de bivalves dans les îles de la Caraïbe

Pour l'ensemble des îles de la Caraïbe, la production de bivalves par pêche est passée de 11,3 % ou de 14,3 % dans les années 2010 à 2013 à seulement, en 2017, 6,7 % de la production totale des pêcheries de bivalves de la zone 31 (fig.I-13). D'une façon générale, dans la Caraïbe, ce sont toutes les captures marines qui ont chuté à la fin des années 1990 à cause de la surexploitation des stocks (IFA, 2016). Pourtant, selon le C.R.F.M. (mécanisme régional de pêche de la Caraïbe), le secteur de la pêche est d'une grande importance pour la sécurité alimentaire.

Dans les Caraïbes comme dans le reste de l'Amérique centrale et du sud, les pêcheries artisanales occupent une place importante dans la subsistance et de sécurité alimentaire pour plus de deux millions de personnes selon de De Oliveira et Mirella *et al.*(2019). En effet, selon la C.R.F.M., la grande majorité des captures des espèces marines est réalisée dans le cadre de pêcheries à petite échelle et représente environ 16 % des captures mondiales de la pêche artisanale.

Par exemple, dans la région nord-est du Brésil, de nombreux petits pêcheurs côtiers tirent une grande partie de leur subsistance de l'exploitation des palourdes et des huîtres, principalement la Palourde vénéreuse, *Anomalocardia brasiliiana* (De Oliveira *et al.*, 2019). Au Mexique, dans la baie de Campêche, des auteurs signalent que les petites pêches côtières sont des activités secondaires importantes pour certains pêcheurs (Mc Kenzie *et al.*, 2002).

### **3.3. Les pêcheries des bivalves marins à la Martinique : Etat actuel des connaissances**

#### **3.3.1. Etat général de la pêche en Martinique**

La pêche qui était essentiellement côtière et artisanale au début des années 80 (Sacchi *et al.* 1981; Guterres, 2016) a subi une modernisation relative à partir des années 1990 (Guterres, 2016). La motorisation et l'utilisation d'engins plus variés ont permis d'augmenter le temps passé en mer (Bigot, 2006) ainsi que la diversification des prises en haute mer. Actuellement, les bateaux ont, en général, moins de 10 mètres et une puissance moyenne d'environ 100 kW (Weiss *et al.*, 2019)

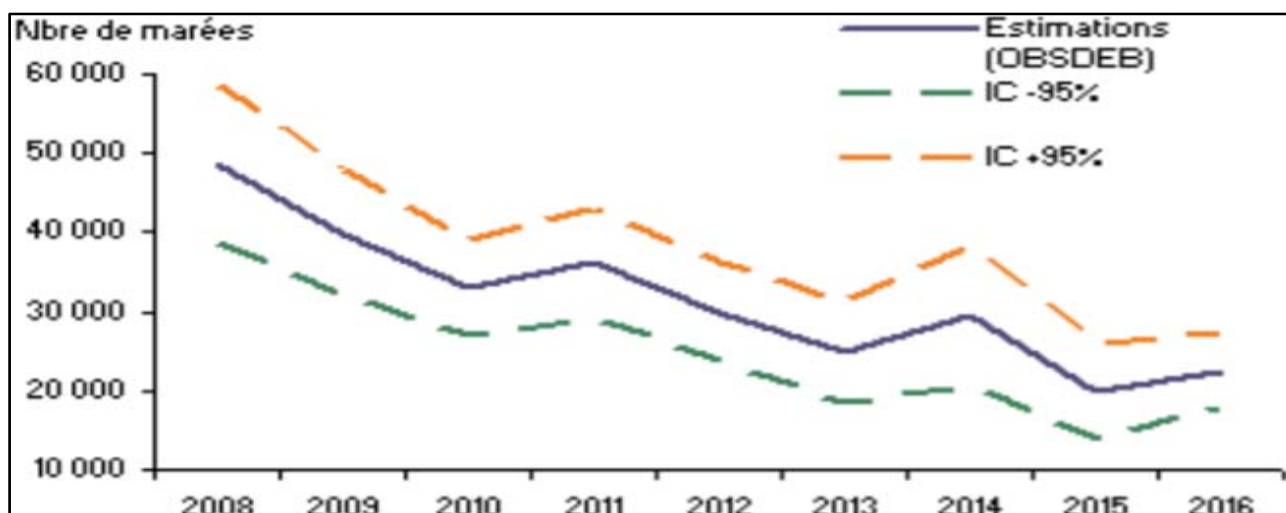


Figure I--14 : Évolution des activités de pêche à la Martinique ; IC : indice de confiance (source : Ifremer in DAAF, 2018)

Par ailleurs, la petite pêche côtière est fortement présente. La professionnalisation du métier depuis les années 60 (Guterres, 2016) n'a pas empêché l'exercice d'emplois complémentaires. Pour certains pêcheurs, l'activité de pêche, trop saisonnière car sujette à des aléas climatiques et limitée par des réglementations, est devenue une activité peu rémunératrice.

En Martinique, l'activité de pêche tient une place importante car la demande en produits de la mer est réputée élevée (Gobert *et al*, 2002). Néanmoins, les besoins alimentaires en produits marins ne sont pas couverts (Guterres, 2016) puisque les ressources côtières sont de plus en plus réduites (Gobert et Bertrand, 1991). Aussi, l'aquaculture marine tente de se développer depuis quelques années. Actuellement, elle ne concerne qu'une seule espèce de poisson (Iedom, 2018).

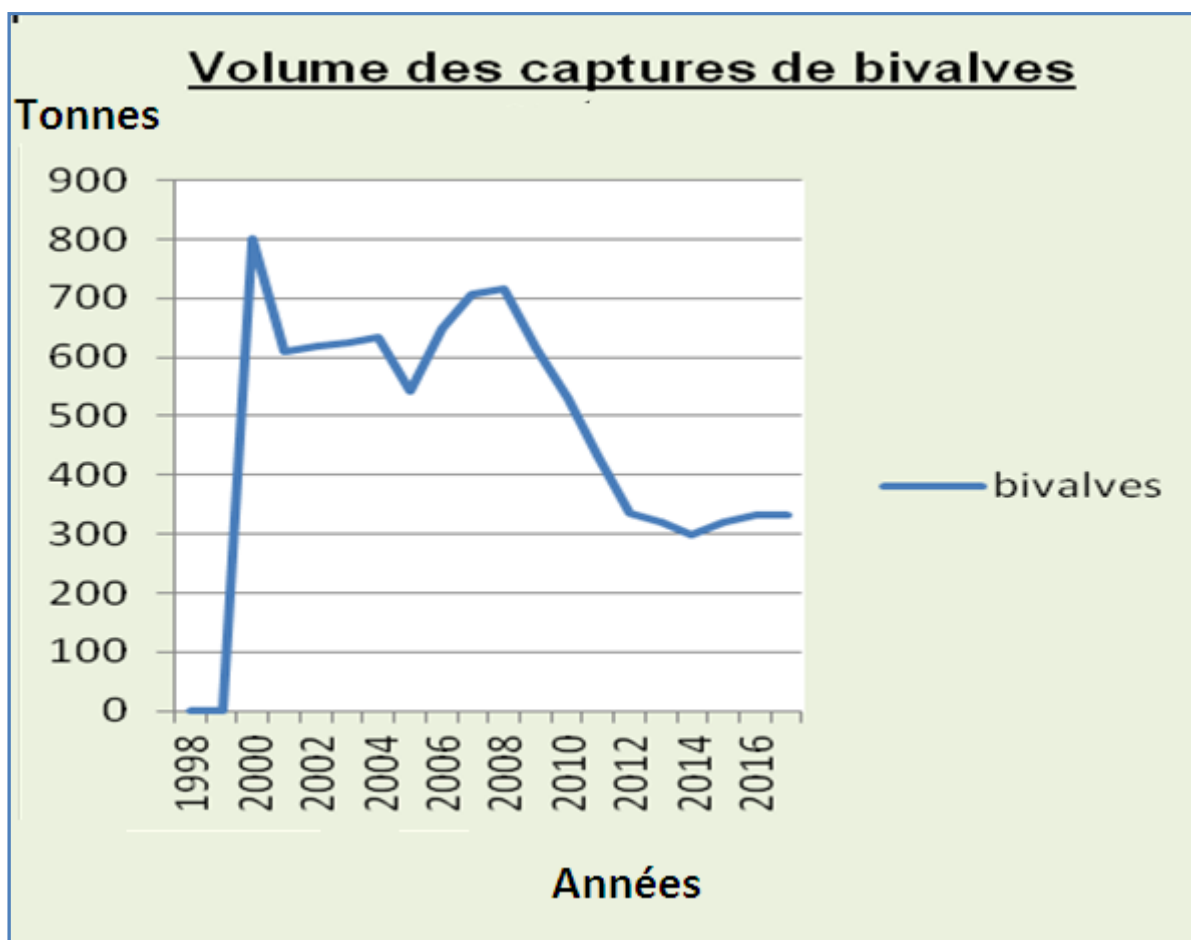


Figure I--15 : Evolution des captures déclarées de bivalves (source : FAOfishstats)

D'après Ifremer, le nombre de pêcheurs a diminué et l'activité de pêche également. Les quantités totales de poissons débarqués et le nombre de sorties en mer (marées) ont chuté entre 2008 et 2018 (fig.I-14). Les prises totales de poisson sont composées principalement de vivaneau, de carangue et d'un ensemble de petits poissons appartenant à plusieurs espèces (Ifremer, 2018). La majorité des prises (95 %) sont des espèces démersales (Gobert et Bertrand, 1990).

Les récoltes de bivalves ne sont pas officiellement connues. Pourtant, concernant les 332 tonnes de bivalves récoltés en 2017 (fig.I-15), l'identité des espèces n'est pas indiquée dans les données fournies par la FAOfishstats. La lecture de quelques rares sources documentaires (rapports de chroniqueurs et de naturalistes), apporte des informations plus précises sur le type d'espèces exploitées au cours du temps en Martinique.



### 3.3.2. Aperçu de l'exploitation de bivalves au cours de l'histoire de la Martinique

Plusieurs auteurs ont signalé la vente (Beau, 1857; Morice, 1957), le ramassage (Labat, 1716; Thibault de Chavaillon, 1763; Beau, 1857; Boutin et Sainton, 2004; Guillou et Lagin, 1997; Morandi, 2015), la consommation (Du Tertre, 1671; Beau, 1857; Benoist, 1959; Noury, 1967; Pinchon, 1973; Ebroin, 1972; Mauvois, 1982; Lamy et Piontier, 1990; Wallman, 2014; Wallman *et al.*, 2014; Wallman et Grouard, 2017) ou ont indiqué une liste (Beau, 1857; Morice, 1957; Benoist, 1959) des bivalves consommés en Martinique ou en Guadeloupe depuis le début de la colonisation jusqu'au début du XX<sup>ème</sup> siècle.

Des données archéologiques témoignent de la récolte de ces espèces depuis l'époque précolombienne. Ces gisements coquilliers prospectés sont présents le long de la côte littorale de la zone sud Atlantique de l'île: Macabou, Cap Chevalier, le site de Cap Est (Vidal *et al.*, 2004; Grouard et Serrand, 2005) ainsi qu'au Diamant (Côte sud-Caraïbe) (Serrand, 2002).

Les archéofaunes de quatre sites fouillés ont été étudiées. Le graphique ci-dessous, (fig. I-16) donne la répartition des 9 espèces de bivalves qui étaient les plus fréquents dans les amas récoltés. Les espèces exploitées sont par exemple: *Lucina pectina*, *Codakia orbicularis*, *Asaphis deflorata*, *Donax denticulatus*, *Anomalocardia brasiliensis* (Serrand, 2012).

On constate en général, une exploitation de plusieurs espèces sur un même site sauf à Dizac où selon Serrand (2005, 2007), le petit bivalve *Donax denticulatus* était le plus recherché. Cette *Donacidae* vit sur des fonds sableux de plage (Shafee, 1999) à haute énergie et, si elle est devenue moins fréquente en Martinique, elle est actuellement fortement exploitée à la Guadeloupe.

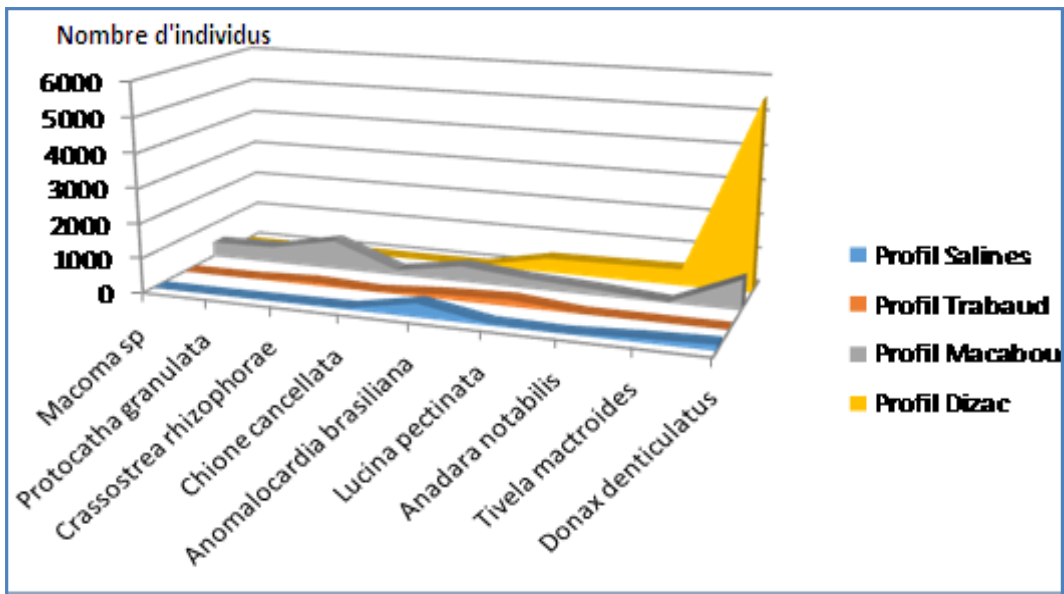


Figure I--16: Nombre d'individus témoins de l'exploitation des bivalves selon les 4 sites archéologiques (D'après Serrand, 2010 ; Grouard et Serrand, 2015).

## 4. Quelques caractéristiques des pêcheries actuelles de bivalves à la Martinique

Dans le cadre de cette étude, les données sur les pêcheries de coquillages ont été récoltées. La méthodologie utilisée lors de cette étude a été rapportée comme il suit.

### 4.1. Méthodologie

Les données des pêcheries actuelles ont été collectées durant la période de février à août 2012 ou 2013. Plusieurs méthodes ont été utilisées:

- *Enquête préliminaire*

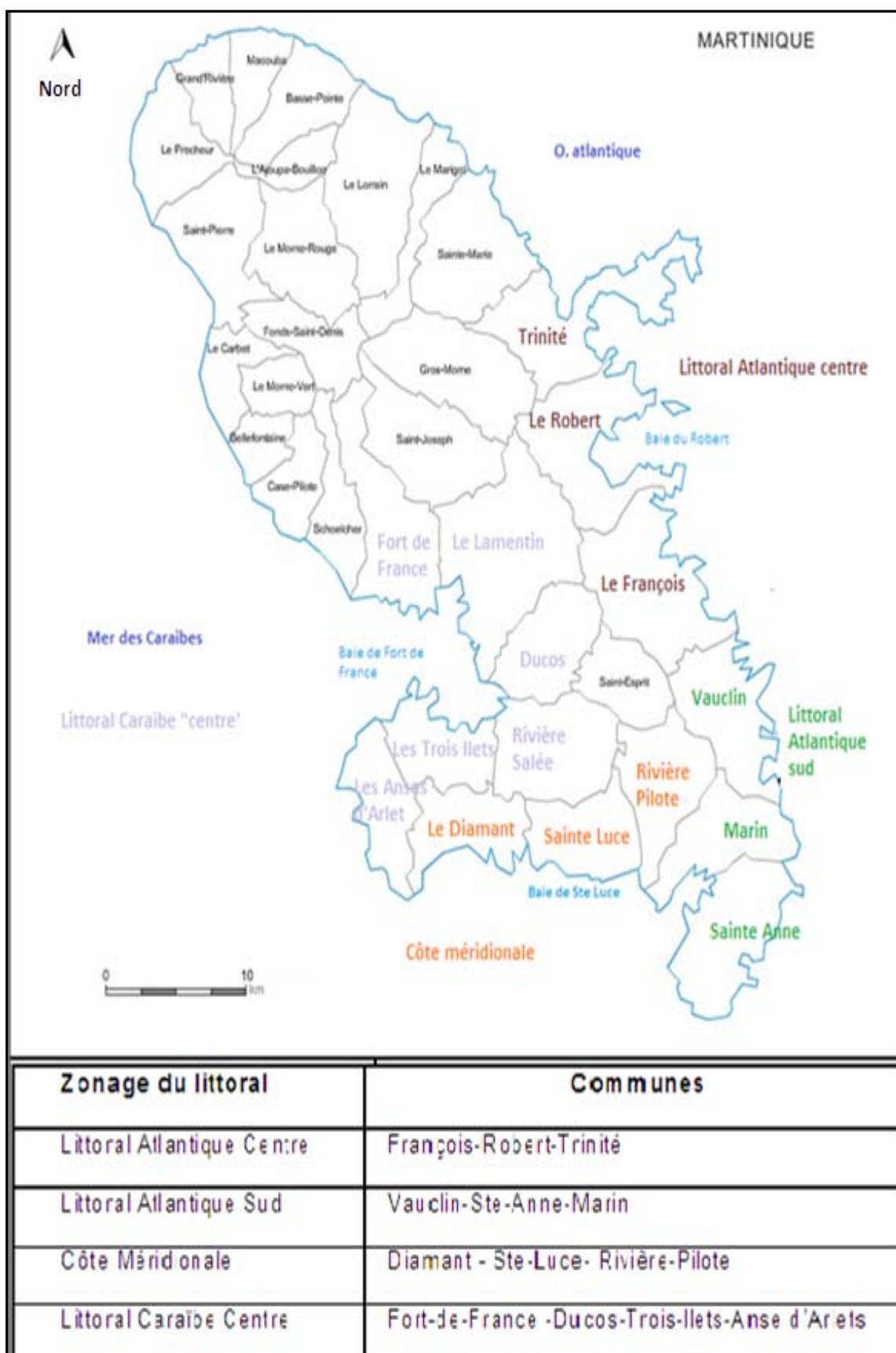
L'évaluation du nombre de pêcheurs s'est faite par enquête. L'étude a d'abord cherché à identifier les principales zones potentielles de pêche de bivalves et s'est basée sur le fait que selon les chiffres des affaires maritimes, les communes du François, Vauclin et du Robert sont les cinq premières communes dans lesquelles on trouve traditionnellement le plus grand nombre de pêcheurs professionnels de poissons. À partir d'un découpage du littoral en 4 zones (tabl.I-8), des investigations sur le terrain ont permis d'identifier des pêcheurs concernés.

Les données issues de l'étude des pêcheries sont récoltées à partir de cet échantillon de pêcheurs.

- *Interviews des pêcheurs*

Dans chaque site, plusieurs pêcheurs ont été interviewés, dans le but d'estimer le nombre de pêcheurs, les zones de pêches, les techniques de pêche et les espèces sélectionnées, d'évaluer le niveau des stocks et de mettre en évidence l'impact des pêcheries sur le renouvellement des ressources exploitées.

Tableau I- 8: Description de la zonation du littoral (carte : source Insee)



- *Observations de terrain*

Certains pêcheurs ont été accompagnés sur le terrain dans le but de connaître les techniques de pêche.

- *Enquêtes sur les prises*

L'enquête auprès d'un échantillonnage de pêcheurs sur les données de l'effort de pêche et des prises (entre 2012 et 2013). D'autres échantillons ont été récoltés plus tard en 2014 et en 2015. L'estimation des volumes des prises, de l'effort de pêche ainsi que la connaissance des lieux de captures et des espèces ciblées ont été réalisées par questionnaire (Voir Annexe 2). Les enregistrements des données ont été faits par entretien de chaque pêcheur toutes les deux semaines par téléphone ou sur le lieu de pêche. Des données supplémentaires ont été recueillies à partir de deux restaurants.

Les résultats présentés ci-dessous renseignent sur les espèces exploitées, les lieux de récoltes et les modalités de récoltes.

## 4.2. Résultats

### 4.2.1. Les caractéristiques des pêcheurs

#### 4.2.1.1. Profils socio-économiques et lieux de pêche

Les caractéristiques des pêcheurs acquises par enquête ont été regroupées dans le tableau suivant (tabl.I-10). Le codage des lieux de pêche et de résidence sont indiqués (tabl.I-9)

Le nombre estimé de pêcheurs de bivalves est de 110. Ces pêcheurs martiniquais peuvent être regroupés en quatre types différents. Pour le plus grand nombre échantillonné, ce sont de pêcheurs par tradition, fils ou fille de pêcheurs. Ils sont plutôt attachés à la préservation des ressources de leurs milieux de pêche. Viennent ensuite les personnes non-issues du monde de la pêche; elles restent plus ou moins marginales. Pour le troisième profil, nous avons des jeunes chômeurs ou salariés recherchant un complément de revenus afin de réaliser un projet. Enfin, dans la dernière catégorie, nous classons quelques vacanciers plus ou moins liés au milieu de la pêche.

Tableau I- 9: Codage des lieux de résidence (9 bis) Codage des lieux de pêche (b)

Zone	Communes	Lieu de pêche	
Zone 1	Ducos(Caraïbes Centre)	Diamant	1
Zone 2	Diamant - Saine-Luce - Marin-Salines (Caraïbes sud)	Robert	5
Zone 3	Robert-François - Vauclin (Atlantique)	François	3
Autre zone	Autres communes	Sainte-Luce	2
		Vauclin	4
		Autre	6

### 4.2.1.2. Les motivations des pêcheurs

Quelques détails sur les caractéristiques et l'activité des pêcheurs sont indiqués (tabl.I-10).

Tableau I- 10:Caractéristiques des pêcheurs : les légendes des zones de résidence et de pêche sont reportées dans les tableaux 8 et 9

Sondés	Sexe	Classe d'âge (ans)	Activité ou profession	Proximité avec l'activité	Résidence	Lieux de pêche
1	H	20-40	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	1
2	H	<20	Scolarisé	Parent pêcheur	Zone 2	1 ; 5 ; 4
3	H	<20	Pêcheur	Proche pêcheur	Zone 2	1 ;3 ;5
4	H	20-40	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	1 ;5 ; 2 ;6
5	F	>60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	4 ;1 ;5
6	H	40-60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone1	6
7	H	40-60	Pêcheur	Autre	Zone 3	4 ;5
8	H	40-60	Employé	Autre	Autre	2
9	H	40-60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 3	3 ; 5 ;4 ;6
10	F	40-60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 3	3 ;4 ;6
11	H	40-60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	4 ; 6
12	H	>60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	1 ; 4 ; 6
13	H	40-60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	1 ; 2 ; 6
14	H	20-40	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone1	4 ; 6
15	H	>60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone3	3
16	F	20-40	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone3	3
17	H	40-60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 3	3
18	H	>60	Pêcheur	Parent pêcheur	Zone 2	1 ; 5

Les motivations des pêcheurs martiniquais de bivalves sont diverses. En premier lieu, ils souhaitent satisfaire une demande de leurs clients et avoir un complément de revenu. En second lieu, ils mettent en avant que les palourdes sont aphrodisiaques et permettent une diversification des apports en protéines à chacun. Pour conclure, ils concèdent que cette activité contribue grandement à leur autosuffisance alimentaire.

## **4.2.2. Les espèces ciblées et leurs zones de pêche**

### **4.2.2.1. Les différentes appellations des espèces ciblées**

Actuellement, en Martinique, les espèces ciblées sont des *Lucinidae*: *L.pectinata*, *L. roquesana*, *Codakia .orbicularis*, *Anodontia alba*; des *Veneridae*: *Anomalocardia brasiliana*, *Chione spp*; des *Arcidae*; des *Tellinidae* et une *Psammobiidae*: *Asaphis deflorata* (Tab.I-11).

Les bivalves, les plus pêchés et consommés sont regroupés sous les appellations vernaculaires : « Palourdes », « Soudons », « Kankanfians ». À l'exception du terme « Kankanfian », qui est probablement d'origine africaine, ces appellations regroupent des espèces diverses et ont une origine française. La liste non exhaustive des espèces désignées par ces différentes appellations est indiquée dans le tableau précédent (tab.I-11).

Pour les pêcheurs, les palourdes sont des coquillages associés à des fonds vaseux et/ou possédant une forme allongée et relativement plate, quelle que soit leur taille tandis que les soudons sont essentiellement des petits coquillages arrondis vivants dans le sable.



**Tableau I- 11: Quelques appellations utilisées actuellement par les pêcheurs pour les bivalves en Martinique**

<b>Appellations</b>	<b>Famille</b>	<b>Nom scientifiques</b>
<b>Soudons</b>	<i>Lucinidae</i>	<i>Lucina roquesana (L.pensylvanica)</i> <i>Anodontia alba</i>
	<i>Cardiidae</i>	<i>Trachycardium sp.</i> <i>Laevicardium sp.</i>
	<i>Arcidae</i>	<i>Anadara spp, Arca spp</i>
	<i>Veneridae</i>	<i>Chione cancellata, C.paphia ou Pitar fulminatus ; Anomalocarda brasiliiana (Leukoma) Prothotaca granulata</i>
<b>Palourdes</b>	<i>Tellinidae</i>	<i>Arcopagia fausta (L.), Eurytellina lineata (Strigillacarnaria) (L.)</i>
	<i>Lucinidae</i>	<i>Codakia orbicularis, Lucina pectinata, Anodontia alba</i>
	<i>Donacidae</i>	<i>Donax denticulata</i>
	<b>Kankanfian</b>	<i>Psammobidae</i>

#### 4.2.2.2. Les zones de pêche des principales espèces récoltées

Les zones de pêche des principales espèces sont indiquées dans le tableau I-12.

Tableau I- 12: Les zones de pêche des principales espèces

Zones de pêche	Baie de Fort- de- France (zone de Génipa)	Diamant-Ste Luce-Marin	Ste Anne- Vauclin- François	Robert- Trinité	Autres zones
Estimation du nombre de pêcheurs	15	35	30	20	10
Nombre de pêcheurs identifiés	7	20	8	5	4
Espèces pêchées	<i>Lucina pectinata</i> <i>Lucina roquesana</i>	<i>Lucina pectinata</i> , <i>C.Orbicularis</i> <i>Lucina roquesana</i> , <i>Asaphis deflorata</i> ,	<i>Lucina pectinata</i> , <i>Lucina roquesana</i> <i>Asaphis deflorata</i> , <i>C.orbicularis</i>	<i>Lucina roquesana</i> <i>Lucina pectinata</i> <i>Asaphis deflorata</i>	Veneridae Arcidae

## 4.2.3. Les milieux et les techniques de pêche

### 4.2.3.1. La pêche de palourdes et des soudons

Les sites peuvent être prospectés à pied ou par bateau. Quel que soit le milieu, la technique de pêche de *L. pectinata* varie peu. Dans tous les cas, le pêcheur tâte le sédiment avec ses pieds en le piétinant comme le décrivent les auteurs Guillou et Lagin (1997), et en le retournant délicatement. Au contact d'une coquille, le pêcheur use d'un jeu d'orteils pour ramener le coquillage à portée d'une de ses mains. Les coquilles situées plus profondément sont remontées avec le pied à la surface du sédiment.

La pêche des soudons se fait dans les fonds blancs sablonneux du François et du Robert tandis que celle des palourdes (fig.I-17b) peut se faire entre les racines des palétuviers rouges et dans les fonds vaseux nus.

En présence d'une hauteur d'eau plus importante, le pêcheur plonge. Entre les racines de palétuvier noir, le sédiment étant plus dur, l'usage d'un coutelas ou d'une fourche est quelquefois requis. Interview de deux pêcheurs: « pour les palourdes de mangrove, on les repère avec le pied ou avec un coutelas qui cogne sur la coquille, on a l'eau à la hauteur des jambes, la présence des huîtres de palétuviers peut servir d'indices de présence d'un gisement intéressant ».



**Milieux et techniques de récolte de *P.pectinatus***



Entre les racines de *Rhizophora mangle* (palétuvier rouge)



Entre les racines d'*Avicennia germinans* (palétuvier noir)



Dans le bassin (dans la baie de Ste.Luce)

**Figure I-17: Photos : Pêcheurs de palourdes (a) et leurs techniques de pêche (b) (*P.pectinatus*). (photos : E.Modestin)**

#### 4.2.3.2. La pêche des Kankanfians

Cette espèce est principalement collectée (fig.I-18) sur les plages à galets (photo a), de préférence à marée basse et accessoirement le long de côte rocheuse dans les sédiments caillouteux situés entre ou à proximité des roches immergées (voir photo b). La présence de coquilles vides indique la présence de populations sur un site.

Le pêcheur, ayant déjà identifié une zone peu perturbée, gratte le sable avec une griffe de jardin ou avec une fourche puis fouille le sédiment à la main pour récolter les coquilles. La distribution des individus étant en agrégats, la découverte de 3 ou 4 individus incite le pêcheur à fouiller le sédiment de proche en proche verticalement et horizontalement; le souci étant de ne pas abimer les bivalves. Certains pêcheurs utilisent un marteau pour briser les roches sous lesquelles les individus se logent.

Pour protéger les jeunes individus et préserver la ressource, certains referment leurs excavations. Les trous béants que d'autres pêcheurs ont laissés sur la plage seront comblés lors de la prochaine marée.



Figure I--18 : Photos a et b : Pêche de Kankanfian par Etoile, le pêcheur.

## 4.2.4. L'effort de pêche et le volume des captures

### 4.2.4.1. L'effort de pêche

La notion d'effort de pêche revêt selon l'importance des pêcheries et des objectifs de gestion poursuivis (Gascuel, 1995), différents aspects développés, par exemple par Laurec et LeGuen (1981). La notion d'effort de pêche nominal mesure tous les moyens de captures mobilisés pour exploiter les populations ciblées pendant une unité de temps donnée (Gascuel, 1956). Dans le cadre de notre étude, nous tenterons de décrire l'effort de pêche nominal, en indiquant uniquement les moyens matériels et humains (tabl.I-13).

L'unité de pêche ou unité d'effort est le nombre de personnes qui pêchent ensemble. En général, les pêcheurs sont au nombre de 2, parfois plus et, très rarement, seuls.

Les prises de bivalves sont variables. Celle des palourdes (P) sont constituées en grande majorité de l'espèce *Lucina pectinata* et quelquefois d'*A. edentula* ou de *Codakia orbicularis*. Ces prises peuvent être comptabilisées en douzaine. Par exemple, la quinzième personne n°15 (tabl I-13 ), dit extraire environ 12 douzaines de palourdes avec l'aide de deux autres personnes. Chacune a capturé environ 6 douzaines de palourdes en une semaine. Les outils utilisés sont en général les mêmes mais seulement 8 pêcheurs sur 18 utilisaient un bateau pour se rendre sur leurs lieux de pêche.

**Tableau I- 13: Efforts de pêche habituels par semaine de quelques pêcheurs (S: soudon ; P: autres Lucinidae ; K: *A.deflorata* ; H: huîtres)**

Sondés	Espèces récoltées	Nombre de Coquilles	Unité de pêche (en nombre de personne)	Outils indiqués
1	toutes	120	1	Bateau
2	toutes	48	2	Bateau
3	P	120	2 à 4	Bateau
4	K	600	5 à 9	Bateau
5	toutes	120	1	Bateau
6	P	84	2 ou 3	Coutelas, bâton
7	P	114	2	Fourche
8	P	150	3	Bateau
9	K,P	250	1	Bateau
10	K	390	1	Griffe
11	K	120	1	Griffe
12	S, K, P	540	2	Bateau
13	K	500	1	Griffe, autres
14	P	36	3	Coutelas, autres
15	P	143	2	Coutelas, autres
16	P	56	3	Coutelas, autres
17	H	72	3	Fourche , autres
18	K	204	1	Griffe

#### **4.2.4.2. Le volume des captures par unité de pêche**

Sur les 18 pêcheurs qui commercialisaient leurs produits, les prises de 6 pêcheurs ont été suivies. Il a été constaté un effort de pêche variable selon les individus mais toujours faible pendant la saison des pluies mais s'intensifiant pendant le carême. Les données quantitatives (volume, efforts de pêche) calculées sur 1 mois pour 3 espèces sont présentées ci-dessous (tab.I-14).

La CPUE est la quantité pêchée par unité d'effort. Les captures totales tiennent compte de la CPUE, du nombre de jours de pêche ( $n_j$ ), du nombre d'individus pêchés par prise et du nombre de pêcheurs ( $n_p$ ). Dans notre étude, l'unité d'effort de base est une personne donc la CPUE est la quantité capturée par pêcheur.

$$\text{Captures totales} = \text{CPUE} \times n_j \times n_p$$

En guise d'exemple, la reconstitution de l'activité récente de vente d'un pêcheur de produits de la mer a été retracée d'après son journal WhatsApp (tab.I-15).

Une partie de la vente est faite sur rendez-vous avec les abonnés et n'est pas connue. En 2 jours, il a été repéré 9 acheteurs de 1 à 4 kg. Les 20 acheteurs identifiés ont réalisé ensemble au moins 31 achats. Au moins, 4 acheteurs ont renouvelé leur achat, 2 fois dans l'intervalle d'un mois.



Tableau I- 14: Estimation des captures totales en août 2012 par unité de pêche

<i>Lucina pectinata</i> à Ste Luce	<i>Asaphis deflorata</i> au Vauclin	<i>Lucina roquesana</i> au François
<p><b>Pour une unité de 3 pers :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• CPUE=en moyenne : 4 à 5 douzaines /sortie/personne</li> <li>• 15 sorties de pêche sur un mois</li> <li>• Capture totale = 1782 palourdes pêchées sur 11 jours ; or seulement 15 jours de pêche dans le mois à cause du mauvais temps.</li> </ul>	<p><b>Activité d'un pêcheur :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• 40 individus /h</li> <li>• 3h /sortie</li> <li>• CPUE =120 individus/sortie</li> <li>• 2 sorties dans le mois</li> <li>• Capture totale = 240</li> </ul>	<p><b>Unité de 1-2 pers :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• CPUE : 100 individus /h/personne</li> <li>• Capture totale = 900 individus au mois d'Août</li> <li>• 1-2 sorties dans le mois</li> </ul>

Les récoltes se font toute l'année, quelquefois sur commande, en fonction des conditions météorologiques et en tenant compte des lunaisons pour la marée. Aussi, les pêcheurs se rendent-ils sur les sites, surtout entre février et septembre.

Tableau I- 15: Reconstitution partielle de l'activité de vente d'un pêcheur de coquillages (Ricardo)

Période de Vente	Espèce	Nombre minimal d'acheteurs identifiés	Quantité moyenne achetée/achat/pers	Prix de vente	Nombre minimal de ventes réalisées
04/11/19 au 21/02/20	<i>A.deflorata</i>	20	2,5 kg, max: 5 kg	8 euros/kg	31

Certains pêcheurs, qui ne craignent pas les faibles températures du mois de janvier, profitent des plus grandes amplitudes des marées de cette période de l'année. Une récolte se fait généralement tôt le matin et même quelque fois la nuit. En outre, s'il faut prospecter plusieurs sites, la pêche peut durer toute la journée.

## **4.2.5. La structure des prises et la connaissance des stocks**

### **4.2.5.1. La notion de stock**

Le stock est souvent défini comme la fraction exploitable dans un certain espace ou une période de temps (Cadima, 2002), d'une ressource halieutique monospécifique constituée d'une population isolée et homogène génétiquement (Daget et Leguen, 1975). L'isolement total étant peu probable, de façon plus pratique, il est admis de regrouper plusieurs populations appartenant à la même espèce ou de considérer un ensemble plurispécifique récolté lors de la même pêcherie (Guilland, 1972). Dans notre contexte, nous parlerons de stock monospécifique regroupant plusieurs populations. Cette notion pouvant être rapportée à la biomasse ou au nombre d'individus (Cadima, 2002), nous nous limiterons au nombre d'individus.

Pour la gestion de la ressource, la fraction exploitable correspond à l'ensemble des animaux qui possède une taille supérieure à celle qui correspond celle de sa première maturité. En réalité, pour le pêcheur, le stock débute à partir de la plus petite taille qui peut être consommée. La plus petite taille capturée a été définie à partir des prises et a permis de définir le stock exploité. Le stock exploité a été comparé avec la fraction exploitable.

### 4.2.5.2. La structure des prises et stock d'*A.deflorata* en Martinique

La structure de tailles des récoltes de pêche a été estimée par des histogrammes regroupant les échantillons récoltés à la même époque de l'année (fig.I-20).

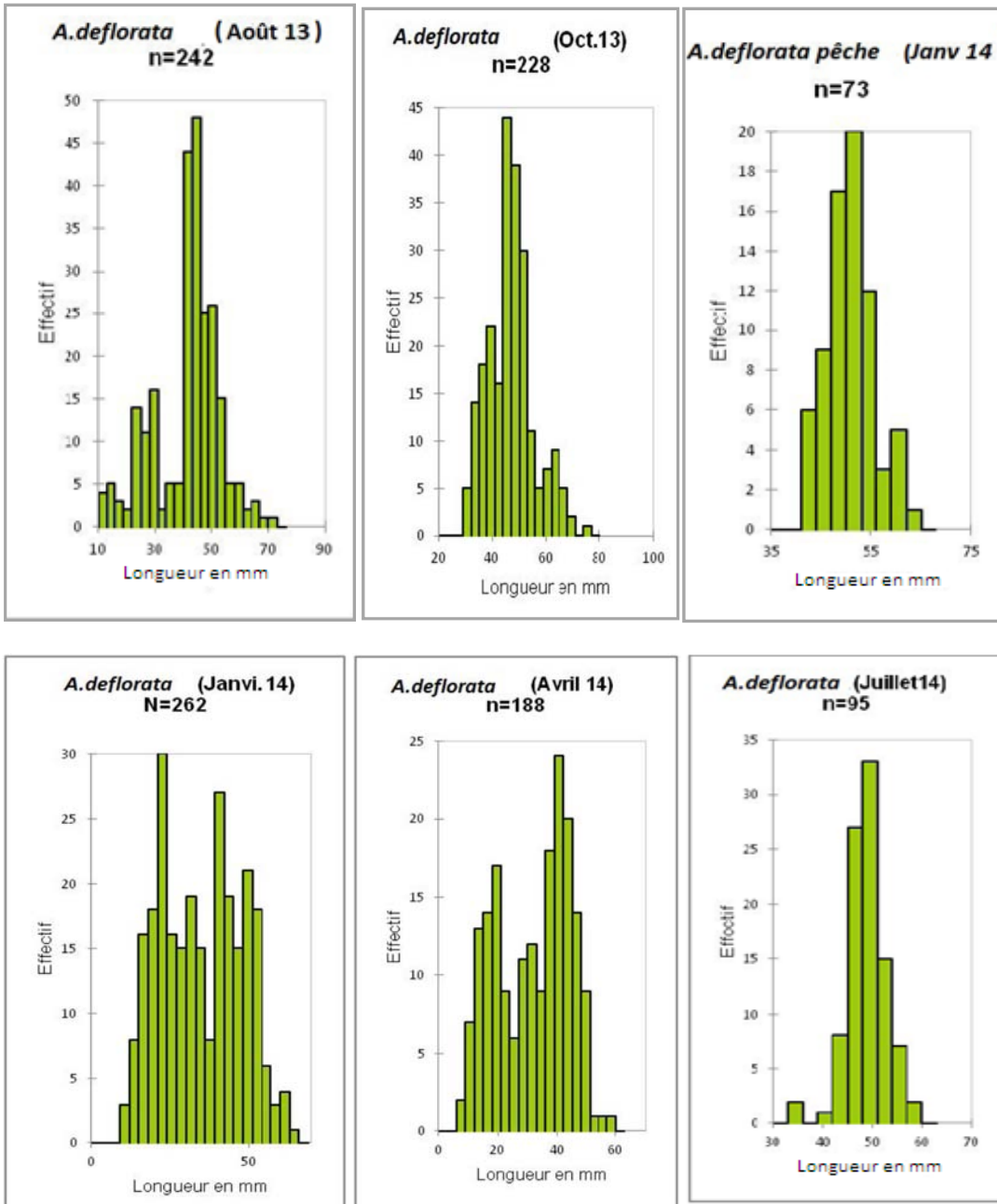


Figure I--19 : Distribution de tailles d'*Asaphis deflorata*

Pour comparer les données de pêche avec les caractéristiques des populations, quelques exemples ont été reportés dans le tableau suivant (tabl.I-16).

**Tableau I- 16: Comparaison des populations et des stocks (quelques exemples) (intervalles de classes : 3 mm)**

<b>Mois</b>	<b>Avril 14</b>	<b>Janvier 14</b>	<b>Octobre 13</b>	<b>Août 13</b>
<i>Populations d'A.deflorata</i>				
<b>Lmoyenne en mm</b>	28,94± 8,58	32,07±6,72	45,81±4,20	38,26±7,56
<b>Lmin-Lmax</b>	7,7-63	13,3-64,8	30,8-75,2	10,4-73,1
<b>Classes modales</b>	37-39 19-21	21-24 39-42	44-47	47-49 28-31
<i>Stocks</i>				
<b>Lmoyenpêche</b>	40,017±4,18	50,516 ±3,10	49,393 ±3,12	50,124 ±3,17
<b>Lminpêche</b>	29,6	41,3	36,9	40,7
<b>Classes modales</b>	38-41 32-35	50-53	45-48	50-53

La population d'*A.deflorata* a une taille de recrutement minimale d'environ 7,7 mm. Les tailles moyennes des populations échantillonnées sont comprises entre 28,9 et 45,8 mm selon les sites. La taille maximale est 75,2 mm (tabl.I-17). La longueur moyenne des prises est comprise entre 40 et 50,5 mm.

Pour *A. deflorata*, la densité trouvée en Martinique est  $\approx$  0-184 vivants par quadrat de 0,25 m<sup>2</sup>, soit en moyenne 368 individus par m<sup>2</sup> de quadrat, en tenant compte d'une valeur moyenne de 92 individus par quadrat. Soit une densité maximale de 736 individus par m<sup>2</sup> de quadrat selon le site.

**Tableau I- 17: Description des paramètres moyens des populations d'*A.deflorata* sur la période d'étude**

Taille minimale	Taille maximale	Taille moyenne	Relations allométriques	Nb.d'individus mesurés
7,7mm	75,2 mm	36,3 $\pm$ 13,4	MT=0.0001*Lt <sup>3,1</sup> 124 (R <sup>2</sup> = 0.958)	1015

#### **4.2.5.3. La structure des prises et la connaissance des stocks de *L.pectinata* en Martinique**

La structure de tailles des récoltes de pêches a été estimée par des histogrammes à partir d'échantillons des prises acquises (fig.I-20) et par la collecte de coquilles auprès du principal restaurant de fruits de mer (fig.I- 21).

Les prises de pêche analysées ont une longueur moyenne de 55,4 mm (tabl.I-18). Elles proviennent de plusieurs lieux de pêches situées dans 7 communes, du Diamant au Robert. Les prises de la mangrove de Cohé et de Génipa n'ont pas pu être analysées car les données de collecte étaient insuffisantes, la pêche étant strictement interdite dans les zones protégées. Toutefois, d'après les échantillons de prises observées et les observations des pêcheurs, les tailles moyennes dans ces populations semblaient supérieures à 50 mm.

Tableau I- 18: Structures des prises de *L. pectinata*

<i>L.pectinata</i>	Lmin (mm)	Lmax (mm)	Lmoy/ erreur -type (mm)	Nombre d'individus
(tous sites)	29,9	81,1	55,4± 8,56	1150

La structure en classe de tailles a été comparée dans un même site dans la même zone de prélèvement à deux périodes de l'année:

La taille modale est comprise dans la classe 55-60 mm en août et 50-55 mm en octobre. Ces différences sont significatives ( $P < 0,001$ , t-test).

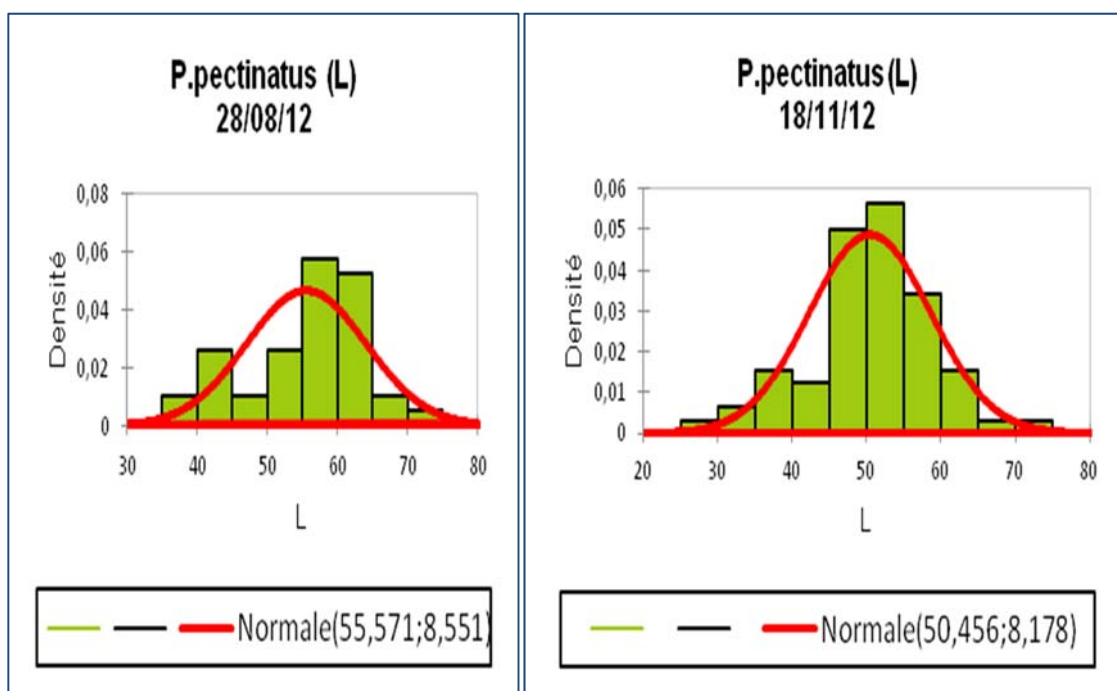


Figure I--20 : structures des prises de *P. pectinatus* à deux périodes de l'année.

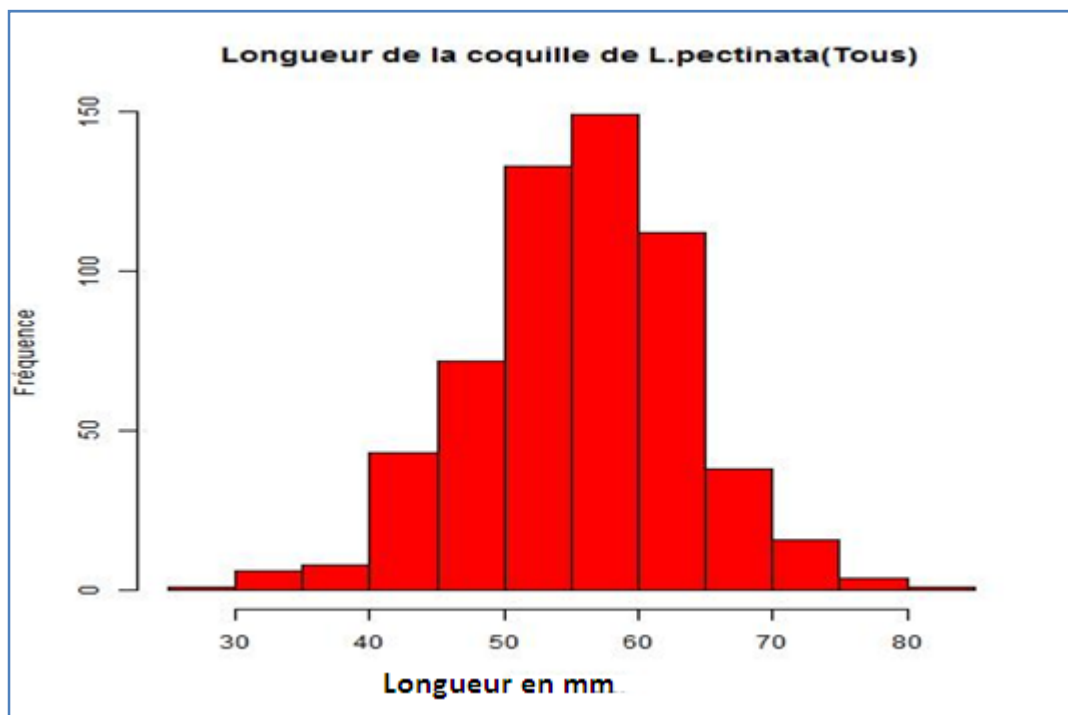


Figure I-21 : Structures des prises de *P. pectinatus* (2012-2013)

L'âge de la première maturité sexuelle étant 30 mm (De Almeida, 2008), en observant les histogrammes de prises, on constate que les individus capturés ont presque tous une taille >30 mm. Les individus de tailles comprises entre 50 et 60 mm sont les plus capturés.

#### **4.2.6. Le devenir des prises: la vente et la conservation**

Pour les palourdes, le mode de conservation se fait à sec, dans un lieu frais et les palourdes se conservent moins d'une semaine.

Dans certains cas des dégorgements (dépuration) ont lieu en eau de mer. Avant leurs ventes, les soudons sont rincés et conservés au réfrigérateur tandis que les kankanfians sont maintenus dans un seau d'eau salée ou douce.

Leur prix de vente est de 12 à 15 euros, la douzaine de palourdes; 8 à 10 euros, le sachet d'un 1kg de kankanfians; 18 euros, une trentaine de soudons. Les pêcheurs écoulent leurs stocks préférentiellement sur rendez-vous dans un lieu convenu ou au domicile chez les particuliers et en dernier lieu sur le bord de la route et quelques fois sur les marchés. Certains pêcheurs approvisionnent régulièrement ou occasionnellement trois ou quatre restaurants au total. Ils respectent une taille minimale pour la vente et les plus petits sont pour leur consommation personnelle.



## 4.3. Discussions

### 4.3.1. Les prises de pêche de *L.pectinata*

Sur un mois, avec 11 jours de pêche, 3 pêcheurs de *L.pectinata* sondés en 2012 avaient récolté 4 à 5 douzaines par personne. D'autres ont pu récolter davantage de palourdes par personne (ex: 6 douzaines en une semaine). Mais ce ne sont que des exemples puisque certains pêcheurs sont peu actifs. Ayant accompagné des pêcheurs sur les lieux de pêche, nous pouvons dire que de telles prises sont possibles en une demi-journée de pêche pour un seul collecteur mais pas au quotidien dans un même site. L'effort de pêche dépendant de la zone prospectée et de la durée de l'activité. Même si l'effort de pêche n'a été réalisé que sur 11 jours sur 30 à cause du mauvais temps, cela fait un CPUE de 44-55 douzaines sur un mois. Cela fait beaucoup compte tenu de l'effort de pêche plus faible des autres pêcheurs et des données de la littérature.

En Martinique, la majorité des pêcheurs très actifs sortait au minimum, 1 fois par semaine (quelquefois tous les jours) sauf pendant les périodes cycloniques. Dans un même site, leurs prises moyennes étaient d'environ 1 à 2 douzaines par pêcheur depuis les échouages de sargasses. Sur la base de 5 sorties par mois et d'une prise d'une douzaine de coquillages, un pêcheur de *P.pectinata* peut récolter 5 douzaines dans un mois.

D'après nos observations, on peut considérer que seuls 15 des 80 pêcheurs (nombre estimés) de *Lucinidae*, avaient au moins ce niveau d'activité, les 65 autres ne sortant qu'au maximum une fois par mois. Les captures totales s'élèvent à 140 douzaines par mois.

*L.pectinata* fait l'objet de pêcheries plus ou moins importantes dans certains pays de la Caraïbe et au Brésil (Poggio, 2002 ; Rondinelli et Barros, 2010).

Dans ce dernier pays, elle est nommée « Lambreta » (Rondinelli et Barros, 2010; Silva, 2016). Il y a peu de données sur les prises de pêche de cette espèce dans les autres pays. Au Brésil, Poggio, (2002) trouve des CPUE comprises entre 16 et 19,2 par mois selon les sites et Rondinelli et Barros (2010) ont confirmé que des CPUE de 18,2 à 19,3 par pêcheur avaient été réalisés dans des mangroves de Garapúa au Brésil, en 2007. Il est difficile d'établir des comparaisons avec nos valeurs parce qu'elles ne sont pas annuelles et que le nombre de participants à l'activité de pêche peut varier. De plus, les auteurs ne fournissent pas d'informations sur la durée de l'activité de pêche.

Auparavant en Martinique, d'après les témoignages de certains pêcheurs, il y a une trentaine d'année des prises de 30 douzaines de palourdes pouvaient être récoltées facilement dans une journée. De nos jours, ce n'est plus le cas et ce, même avant les échouages des sargasses selon les informations des pêcheurs.

Pour Rondinelli et Barros, 2010, les faibles CPUE, sont dues à une forte exploitation de l'espèce depuis plus de 30 ans. Ces auteurs rapportent aussi que les prises des pêcheurs ont déclinés au Brésil depuis 15 ans. Ces prises contiennent majoritairement (74,3 %) des individus ayant une longueur de coquille située entre 34 et 46 mm. En Martinique, nous avons mesuré pour les prises de pêche une taille maximale plus élevée (55,4 mm) mais les populations avaient une longueur moyenne de  $36,26 \pm 1,46$  mm. Cette taille est proche de celle indiquée ( $36,86 \pm 4,93$  mm) par Silva (2016) pour les populations de *P.pectinatus* au Brésil.

En Guadeloupe, où elle est plus recherchée qu'en Martinique, un arrêté préfectoral datant du 8 juin 1998 fixe la taille minimale des prises à 4 cm (Gobert et Reynal, 2002).

Silva (2016) propose aussi la même taille pour la commercialisation, sur la base d'un pic de reproduction observé entre 26 et 31 mm au Brésil. La taille de première maturité sexuelle se situe entre 20-24 mm, en Guadeloupe (Frenkiel et Moueza, 1985) ou à 25 mm selon Poggio (2002) au Brésil.

L'histogramme de l'ensemble des prises des pêcheurs sondés montre que les individus de taille comprise entre 30 et 40 mm ont une fréquence inférieure à 10 %. On en déduit que le stock exploité est légèrement supérieur à celui qui serait autorisé dans le cas d'une réglementation identique à celle de la Guadeloupe.

La taille minimale pêchée dépend de la distribution en classes de taille. Pour les *Lucinidae*, elle est, en général, inférieure à la taille vendue car le pêcheur ne dédaigne pas les petites tailles pour sa consommation personnelle et préfère valoriser les individus de grande taille pour attirer le chaland et déclencher l'acte d'achat. De même, au Brésil les palourdes les plus grosses sont capturées préférentiellement pour satisfaire les acheteurs et assurer la commercialisation (Poggio, 2002).

Il est possible que dans un même lieu, la ou les classes de tailles les plus abondantes [classe(s) modale(s)] translatent vers les tailles plus petites sous l'effet de la mortalité par pêche par exemple. C'est le cas de la Baie du Céron, où la taille modale est comprise entre 55-60 mm en août 2012 et entre 50-55 mm en octobre 2012. Le stock varie au cours de l'année en fonction de la distribution de taille de la population.

En Guadeloupe, l'état des pêcheries n'a pas été évalué, mais l'espèce est présente avec une densité comprise entre 5 et 55 individus par mètre carré et vit souvent avec la *Veneridae*, *Anomalocardia brasiliiana* (Guelorget *et al.*, 1990). Cette densité semble correspondre aux observations faites au cours de notre étude, mais elle n'a pas été évaluée dans tous les sites d'étude. Par ailleurs, nous avons surtout retrouvé *P. pectinatus* avec des *Arcidae* (arches), sauf dans un seul site (Trou Manuel) où *A. brasiliiana* était présente.

Le problème du renouvellement des stocks se pose pour toutes les espèces pêchées.

Lors de la pêche traditionnelle, seuls les individus ayant une taille d'environ 3 cm sont facilement repérables avec les orteils. On en déduit que la détectabilité de *L. pectinata* est incomplète, d'autant plus qu'entre les racines de palétuviers, elle est plus faible de part la présence des racines de *Rhizophora mangle* plantées dans le sédiment. Ces racines étant difficiles à explorer, en Martinique certains pêcheurs les coupent. Pourtant c'est à partir des individus difficilement récoltables que le stock peut se renouveler. Rondinelli et Barros (2010) note d'ailleurs que la densité des palourdes est plus grande au niveau de racines de palétuviers puisque l'espèce est moins accessible aux prédateurs.

D'autres conséquences directes sur la ressource exploitée sont liées à la destruction des habitats par déplacement des sédiments et par piétinement des jeunes individus pendant l'activité de pêche.

### 4.3.2. Les prises de pêche d'*A.deflorata*

Les stocks exploités sont constitués d'individus de longueur supérieure à 29 mm et de longueur moyenne comprise entre 40 et 50,5 mm; or au sein des populations, la longueur minimale présente est de 7,7 mm, les moyennes sont comprises entre 28,9 et 45,8 mm, les classes modales étant situées entre 45 et 55 mm. Pour Prieto *et al.*(2008), au Venezuela, la longueur moyenne des coquilles est comprise entre 48-54 mm et la distribution totale des longueurs montre une classe modale de 50-52 mm. La distribution des tailles est liée au recrutement et à la mortalité par pêche et, au Venezuela (Prieto *et al.*, 2009) comme en Martinique, elle varie au cours des saisons. Aucune donnée sur les pêcheries de cette espèce n'a été trouvée, mais son exploitation a été signalée au Bahamas et au Venezuela. Au Bahamas (Fischer, 1978) note que son exploitation se fait à la main et qu'elle est utilisée pour la consommation humaine tandis que Berg et Alatalo (1985) signalent qu'elle peut-être aussi utilisée comme appât pour la pêche. En Martinique, ce dernier usage nous a aussi été signalé ; en outre, un pêcheur a expliqué qu'il utilisait l'espèce pour nourrir ses coqs « de combat » afin d'aiguiser leur bec.

La taille de première maturité d'*A.deflorata* étant environ 25 mm (Berg et Alatalo, 1985 ; Alatalo, 2009), la fraction exploitable est constituée de l'ensemble des individus ayant à une taille supérieure à 25 mm. La taille minimale des prises de pêche est 29,5 mm. Dans ce cas, la majorité du stock exploitable est exploitée car cette taille n'est que légèrement supérieure à celle de la première maturité. Théoriquement le stock peut se renouveler mais grâce à une fraction faible de la population. Pourtant, la fixation d'une taille minimale à 40 mm pourrait permettre de mieux protéger l'espèce et serait plus commode, étant donné qu'il est plus facile d'évaluer à l'œil nu 4 cm que 3,5 cm.

En Martinique, la taille maximale trouvée dans les récoltes était 75,2 mm mais des tailles plus élevées sont possibles (81 mm). Prieto *et al.* (2008) ont mesuré une taille similaire de 74 mm au Venezuela alors que Fisher (1978) a mesuré 78 mm au Bahamas. Les individus de taille supérieure à 70 mm sont rares. La taille moyenne des captures montre que la probabilité pour qu'un individu atteigne sa taille maximale est faible.

La prédation ou la mortalité par pêche en sont probablement les causes principales. Cependant des événements catastrophiques pour ces bivalves peuvent entraîner une forte mortalité. C'est le cas des échourments de Sargasses, comme nous le verrons dans le chapitre suivant.

### 4.3.3. La consommation au cours du temps

Pendant la période coloniale, Beau (1858) signale l'intérêt que suscite deux bivalves (*C. rhizophorae* et *Lucina roquesana* ou *L. pensylvanica*) pour les consommateurs, de la façon suivante: « les plus estimées sont l'*Ostrea parasitica*, par sa finesse de goût..., la *Lucina pensylvanica* grasse et savoureuse, est supérieure en délicatesse à tout autre coquillage connu ». Pourtant le soudon, qui était déjà très prisé (comme les huîtres) à l'époque de Thibault de Chanvaillon (1751) et jusqu'à récemment n'est pas mentionnée dans les gisements coquilliers amérindiens. Ce n'est pas étonnant car ce bivalve dont l'habitat est constitué de sédiments sableux peu vaseux et d'une eau claire ne semble pas avoir été fréquent ou présent sur toute la côte atlantique de la Martinique.

Un argument en faveur de cette hypothèse est que Beau (1858) rapporte dans le journal « Conchyliology », qu'auparavant on ne trouvait *L. pensylvanica* que dans la baie du Robert car cette espèce serait apparue et aurait proliféré dans la baie du François après y avoir été introduite par l'Homme. En effet, selon cet auteur: « Vers 1837 ou 1838, un officier de marine, M. Raoul, aujourd'hui capitaine de frégate, à la sollicitation d'un honorable habitant de la commune voisine, M. Brière de l'Isle, membre de plusieurs sociétés savantes, fit draguer cette coquille au lieu où elle se trouvait, et la transporta dans la baie du François où elle s'est promptement multipliée » et il rajoute: « le *Lucina pensylvanicane* se rencontrait que sur un seul point de la Martinique, dans la baie du Robert, où il en existe un banc considérable » (Journal de conchyliologie en 1858).

À cette époque, des lucines et des huîtres (*C.rhizophora*) étaient sans doute les bivalves les plus récoltés comme le signale Thibault de Chanvaillon, (1751), Labat (1779); Boutin et Sainton, (2004). Après leur consommation, leurs coquilles servaient à faire de la chaux selon Labat (1779).

D'après Beau, les lucines étaient consommées aussi farcies à la manière des coquilles Saint-Jacques. Saint-Félix (1972) précise que la consommation ancienne de l'huître de palétuvier est due à sa taille et à son aspect et que les vénéridés ("palourdes et soudons") et certains gastéropodes ("lambis" par exemple) étaient très recherchés sur le marché local. Curieusement le kankanfian (nommé « *Capsa rugosa* » à l'époque) était relativement peu réputé. Selon Beau, son goût désagréable et son abondance sur les marchés de Fort de France faisaient de lui une denrée de second choix, accessible pour les plus démunis.

Plus tard, à notre époque, il n'est sans doute pas davantage apprécié, sa chair étant coriace et difficile à mastiquer (Fisher, 1978) et la présence de sédiments grossiers dans son estomac le rend sans doute peu appétissant. Les bivalves sont réputés tendres et digestes (Venugopal et Gopakumar, 2017), mais cette *psammobidae* fait exception. Berg et Alatalo (1985) pensent que la coloration brune de sa chair et sa texture granuleuse limiteraient sa consommation au Bahamas. Pourtant, c'est cette espèce qui est actuellement l'une des plus exploitées et consommées à la Martinique. De plus, Fisher (1978) signale que sa consommation au Bahamas dure depuis plus d'une centaine d'années.

La lucine *P.pectinatus* est aussi fréquemment exploitée pour l'alimentation dans son aire de distribution. Au Brésil, elle est fortement commercialisée (Mendes, 2002; Poggio, 2002 ; Delfino, 2005; Rondinelli et Barros, 2010; Christo, 2016; Santos, 2016; Barreira et Santana, 2018; Teixeira et Campos, 2019). En Guadeloupe et Martinique, ce bivalve a eu un rôle important dans la subsistance et est, comme nous l'avons vu, encore collecté.

De nombreuses populations côtières survivent presque uniquement de la pêche aux mollusques (Barreira et Santana, 2018) et certains d'entre-eux constituent un bon apport en protéines (FAO, 2016). En Martinique, selon Coat (2002), les mollusques locaux sont consommés, au maximum deux fois par mois par des particuliers.

Chez les pêcheurs, il est possible que la consommation de bivalves soit plus fréquente. Cette information sera vérifiée dans le chapitre 4.

## Résumé :

Les statistiques de la FAO donnent une bonne vision d'ensemble de l'état global de cette production mondiale. Comme l'ont signalé certains auteurs qui ont tenté de donner une image plus précise de la production de bivalves, les données officielles sur les prises sont en-deçà de l'exploitation réelle notamment pour les pêches de subsistance et récréative. En effet, le secteur informel de la subsistance ajoute plus de 15 % au volume des captures déclarées.

La production de bivalves par pêche dans un but alimentaire ne représente actuellement que 2 % du volume global de toutes les captures de faune marine. Les principales familles de bivalves pêchées en termes de volume sont des *Pectinidae*, des *Mactridae*, des *Veneridae*, des *Arcidae*, des *Ostreidae* et des *Mytilidae*. Les *Arcidae* et les *Veneridae* occupent une place primordiale dans la pêche de subsistance et artisanale. Les « clams », c'est-à-dire les palourdes, coques, arches et autres petits bivalves puis les huîtres sont les lamellibranches les plus produits donc les plus consommés dans le Monde.

Parmi les « clams », ce sont les *Veneridae* qui sont les plus consommés. Les volumes les plus importants de bivalves sont récoltés dans les océans de l'hémisphère nord et les plus grands récolteurs sont les USA avec 411903 tonnes (*Pectinidae*, *Ostreidae*), suivis du Japon avec 276700 tonnes.

La conchyliculture de bivalves est une activité économique fondamentale dans la fourniture de bivalves pour l'alimentation humaine. Les régions nordiques des océans Pacifique et Atlantique sont les deux grands pôles importants de production de bivalves. La majorité des bivalves proviennent de l'aquaculture chinoise pratiquée dans le Pacifique nord-ouest, les autres centres de production aquacole étant les Etats-Unis d'Amérique, le Chili et l'Europe.

L'étude de la bibliographie et les résultats de notre étude sur la pêche montre qu'en Martinique, les bivalves actuellement pêchés sont des palourdes et il s'agit en grande majorité de deux espèces : *A.deflorata* et *P. pectinatus* que nous nommerons aussi *L.pectina* dans les chapitres suivants. Ces bivalves sont aussi consommés dans d'autres localités de la Caraïbe et d'Amérique du sud mais comme nous le verrons dans les chapitres 2 et 3, il y a davantage d'informations sur leurs biologies que sur leurs pêcheries. Sachant qu'ils peuvent être une source importante de polluants et en particulier de métaux, la question de la contamination de la chair de ces bivalves se pose. Mais avant, une meilleure connaissance des espèces et de leur environnement est nécessaire. Aussi, le chapitre suivant sera-t-il consacré à la description de quelques caractéristiques écologiques et biologiques de ces deux principales espèces consommées.



# Chapitre II – Milieux de vie et caractéristiques biométriques des principales populations de bivalves pêchées à la Martinique

---

## Introduction

Les données archéologiques collectées en Martinique indiquent que certains mollusques (bivalves et gastéropodes) ont été intensivement exploités par des populations précolombiennes (Allaire, 1981, 1991; Vidal, 1999; Bérard, 2003; Vidal *et al.*, 2004; Grouard et Serrand, 2005). Actuellement les ressources côtières sont surexploitées (Gobert, 1990) et la pêche de certains de ces mollusques se poursuit. Cependant, mise à part l'espèce *Strombus gigas* Thunberg, 1793, aucune évaluation des stocks exploités n'a été réalisée et il y a très peu de données écologiques sur les populations de bivalves présentes dans les milieux marins. Lewis (1988) pense que les pays dont les ressources marines sont surexploitées tireraient profit d'une estimation quantitative de leurs stocks.

En effet, dans le cadre de la problématique mondiale de la préservation de la biodiversité ou dans l'optique d'une évaluation future de l'impact des pêcheries martiniquaises ou des pollutions sur les populations de bivalves, il est nécessaire d'avoir suffisamment d'informations sur la distribution des espèces, la structure et la dynamique de leurs populations.

L'objet de ce chapitre est de présenter quelques caractéristiques morphologiques et écologiques (milieux de vie, démographie) des principales espèces capturées, c'est-à-dire *P. pectinatus* et *A. deflorata*.

## 1. Matériels et méthodes

### 1.1. Présentation de la zone d'étude: la Martinique

#### 1.1.1. Situation géographique

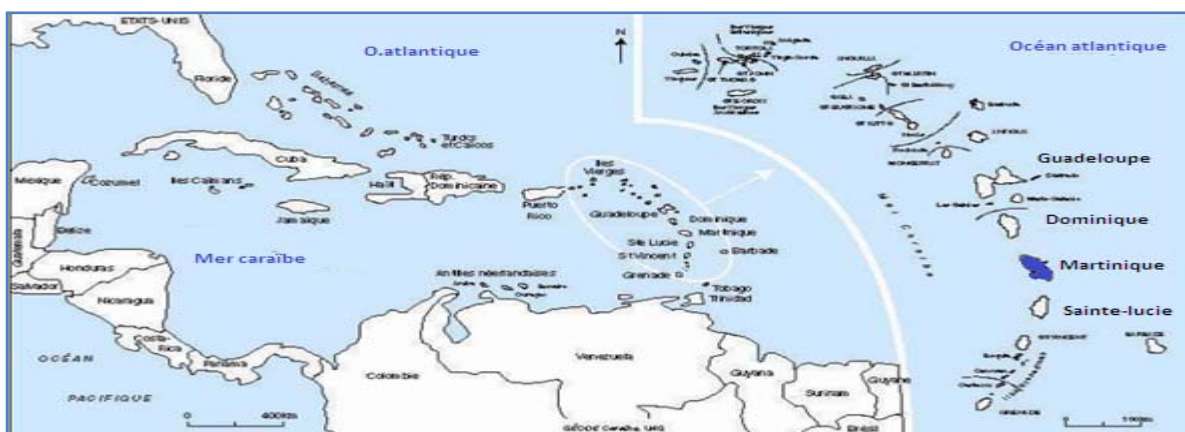


Figure II- 1 : Localisation de la Martinique (GEODE Caraïbe )

L'île de la Martinique (fig.II-1) est une île des Petites Antilles, située entre 60° 50' et 61° 15' de longitude O et à une latitude N comprise entre 14° 23' et 14° 53'. Sa superficie est de 1128 km<sup>2</sup> (Sources : Insee, 2018) et est bordée à l'est par l'océan Atlantique et à l'ouest par la mer des Caraïbes pour 420 km de linéaire côtier. On distingue deux saisons, le carême et l'hivernage. Le carême est une saison sèche qui s'étend généralement du mois de janvier à mi-avril. La saison humide ou hivernage s'étend de juillet à octobre. Le carême et l'hivernage sont séparés par deux périodes de transition s'étalant respectivement d'avril à juin et de novembre à décembre. Les alizées soufflent du Nord-Est à l'Est, la majeure partie de l'année (Germa, 2008) avec une intensité maximale de février à mars et juin à juillet (Durand et Augris, 1998), la vitesse maximale étant 30 km/h. La population de la Martinique était estimée en 2017 à 374 780 habitants, ce qui correspond à une densité de 332 hab/km<sup>2</sup> (Insee, 2018) répartie sur 34 communes dont 27 littorales.

## **1.1.2. Description physique du littoral**

### **1.1.2.1. Bathymétrie et topographie des fonds marins**

Sur la côte nord-atlantique, de la pointe de Macouba jusqu'au Nord de Sainte Marie, la plate-forme insulaire est plus vaste (Augris *et al.*, 2000 ; Durand, 1996) et s'incline en pente douce jusqu'à 60 mètres de profondeur (Guennoc et Duclos, 2007 ; Legrand *et al.*, 2010). Au Sud-Est de la presqu'île de la Caravelle et à l'entrée de la Baie du Galion, les récifs frangeants et le récif barrière (ou externe) délimitent des dépressions pouvant atteindre 50 mètres de profondeur (Guennoc et Duclos, 2007). Puis cette double formation récifale s'étend du Sud de la Caravelle jusqu'à Sainte Anne, parallèlement à la côte sur plus de 38 km (Guennoc et Duclos, 2007; Legrand *et al.*, 2010). Le récif externe est constitué de formations algo-coralliennes entrecoupées par des passes qui aboutissent à des lagons plus ou moins vastes.

Ces lagons sont séparés de la côte par des formations coralliennes internes (récifs frangeants) (Bouchon et Laborel, 1986).

À l'ouest de l'île sur la côte Caraïbe, la plate-forme est peu étendue car les pentes sont plus raides (fig.II-2). Des profondeurs supérieures à 50 mètres sont atteintes à moins de 600 mètres de la côte (Legrand *et al.*, 2010). Des formations coralliennes non bio-constructrices sont présentes (Bouchon et Bouchon-Navaro, 1998).

Sur la côte méridionale, de Sainte-Luce à l'entrée du Diamant, une plate-forme étroite et pentue s'étend jusqu'à 15 km de la côte. Elle est délimitée dans sa partie externe par une ligne de formations coralliennes (récifs frangeants) parallèles à la côte (Bouchon et Bouchon-Navaro, 1998; Legrand *et al.*, 2010).

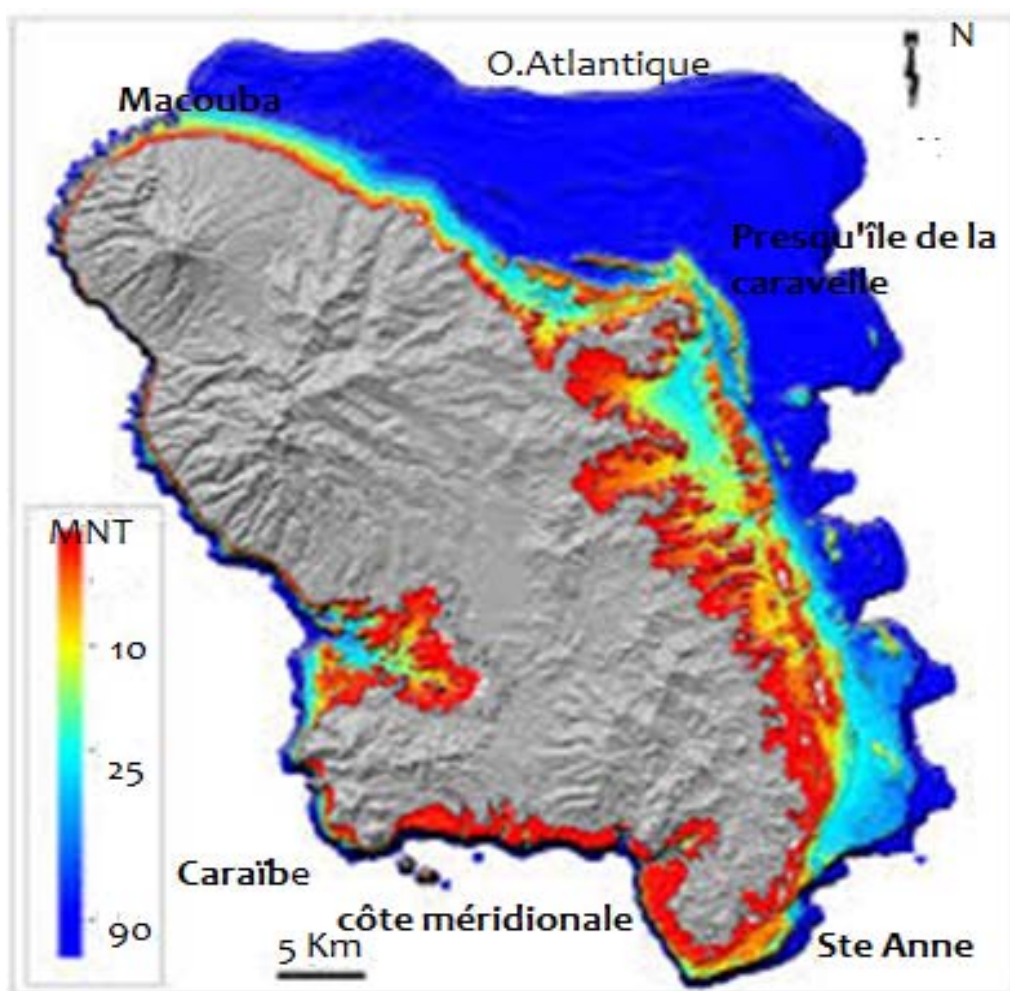


Figure II- 2 : Bathymétries et topographies des fonds marins. Modèles numériques Terre, BRGM, SHOM, IGN 2007

### 1.1.2.2. Hydrodynamisme

- *La houle*

La houle est générée principalement par les alizés (Durand, 1996). Cette ondulation du niveau de la mer, de secteur Nord-Est à Est se propage à sa surface et présente des amplitudes moyennes de 2 à 3 mètres (Hogben et Lumb, 1974) avec des périodes allant de 5 à 10 secondes (Durand, 1996).

De la pointe de la Caravelle jusqu'à Macabou, la houle est atténuée par une double barrière récifale (Pujol *et al.*, 2000; Marc, 2003; Durand, 1996) qui réduit les échanges entre les eaux internes et externes (Augris et Gourmelon, 2002). Des houles importantes (plus de 4 mètres) peuvent être observées lors des événements cycloniques.

- *Les marées*

Les marées résultent à la fois de l'attraction gravitationnelle combinée de la lune et du soleil et de la force centrifuge développée par la Terre en réaction à l'action de ces corps célestes. La marée en Martinique est dite mixte à inégale diurne (Kjerfve, 1981).

Le cycle des marées est diurne quand la marée monte (« lammè plenn ») une fois toutes les 24 heures. Il est dit mixte, quand il peut y avoir en 24 h, soit une pleine mer et une basse mer ou deux pleines mers et une basse mer (SHOM, 1973).

Sur la côte atlantique, on peut observer une différence entre haute mer et basse mer. Néanmoins, le marnage n'excède généralement pas l'amplitude de 30 à 40 cm en moyenne (régime microtidal) mais peut atteindre 0,50 à 0,70 mètres (SHOM, 1973). La marée est maximale durant les périodes de solstices. Les marées vont jouer un certain rôle dans la création de courant sur le littoral.

Les courants créés par la montée de la marée et entrants sur le rivage sont nommés en Martinique, « flot » ou « maré-wo ». Les courants liés au reflux des eaux sont nommés « jusant » ou « maré-ba » (Harpin, 1995).

Selon les pêcheurs martiniquais, ce sont les courants de marée montante en période de mortes eaux (« maré-wo-dous ») qui sont les plus favorables à la pêche des poissons (Harpin, 1995)

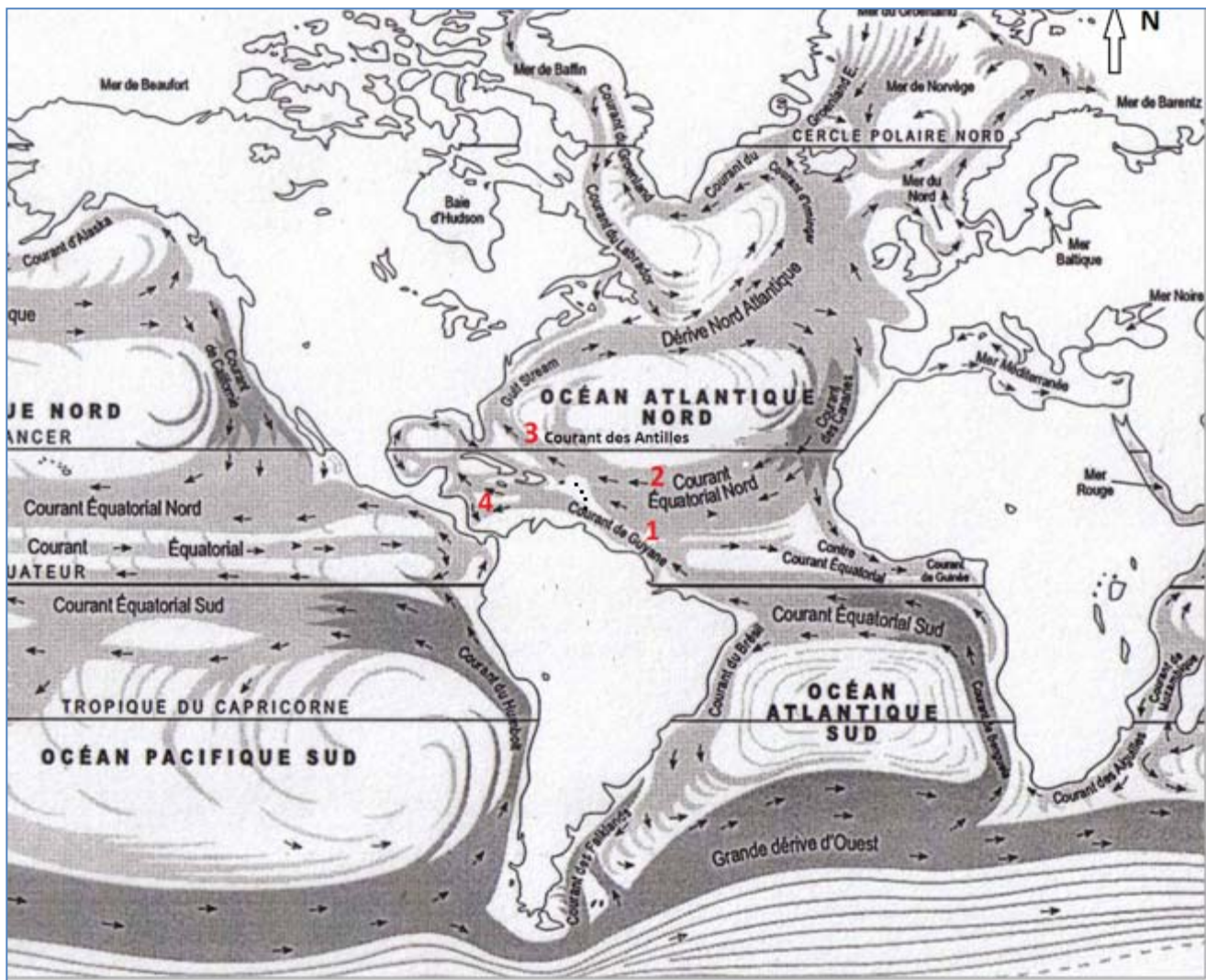


Figure II- 3 : Carte de la circulation océanique sur l'Atlantique ([Geoenseignement.files.wordpress.com/2021/01/courantsocéaniques.jpg](http://Geoenseignement.files.wordpress.com/2021/01/courantsocéaniques.jpg)). 1 : courant de Guyane ; 2 : courant nord-équatorial ; 3 : courant des Antilles ; 4 : courant des Caraïbes ; 5 : Gulf Stream.

- *Les courants de surface*

La circulation des vents influence celle des courants océaniques de surface. Au niveau du littoral atlantique, au large du plateau insulaire, deux courants arrivent : le courant de Guyane par le Sud et le courant nord-équatorial par l'Est (fig.II-3). Ce dernier provient d'une grande gyre (tourbillon d'eaux de surface) liée à une zone anticyclonique située dans le centre de l'Atlantique Nord.

Ces deux courants alimentent un courant qui longe le littoral atlantique: le courant des Antilles (3 dans la figure II-3). Une partie du courant de Guyane traverse le canal de Sainte-Lucie, entre dans la Mer des Caraïbes (Febres-Ortega et Herrera, 1976) en remontant le long des petites Antilles (Gade, 1961) et rejoint le Gulf Stream.

### **1.1.2.3. Paramètres physico-chimiques de l'eau**

Les eaux littorales de la Caraïbe ont des températures de 22-32°C et des salinités de 34-37 psu. Les variations saisonnières sont marquées.

- *La salinité*

La salinité moyenne des eaux de surface variait entre 34,25 g.l<sup>-1</sup> et 36,0 g.l<sup>-1</sup> pendant le carême (Wust, 1964).

En 2017, les valeurs moyennes mesurées pendant le carême semblaient un peu plus élevées. Elles étaient comprises entre 36,6 g.l<sup>-1</sup> et 36,5 g.l<sup>-1</sup> entre février et avril, mais étaient plus basses le reste de l'année, soit entre 33,3 g.l<sup>-1</sup> en juin et 35 g.l<sup>-1</sup> en octobre, selon Impact-mer (2018).

- *la température et le pH*

En Martinique, à la saison sèche, la température moyenne mesurée à la surface de l'eau est de 26°C environ entre le mois de décembre et celui d'avril; elle s'accroît ensuite pendant l'hivernage pour atteindre un maximum de 29,4°C en août (Impact-mer, 2018).

- *Les nutriments*

Les eaux marines tropicales sont normalement oligotrophes, mais les eaux de la Caraïbe sont enrichies périodiquement par les apports des fleuves amazoniens.

Les eaux de ces derniers présentent une forte teneur en sels nutritifs (N, P, Si, Fe, Mn) (Lenes *et al.*, 2005 ; Doray, 2006).

À partir du mois de décembre et jusqu'en avril, tandis qu'une saison sèche se déroule en Martinique, l'Amazonie est en période de saison humide. Les crues des fleuves Amazone et Orénoque renforcent le courant des Guyanes en charriant alors davantage de sédiments enrichis en sels nutritifs dans le bassin Caraïbe. Ceci provoque une efflorescence phytoplanctonique. Grâce à des observations colorimétriques réalisées par satellite, on constate que le panache de chlorophylle indiquant la forte production de microalgues atteint plus particulièrement l'arc antillais en fin de saison sèche entre avril et juillet (Black *et al.*, 1999; Nyberg *et al.*, 2002).

En période sèche en Amazonie, le courant de Guyane faiblit et l'arc antillais reçoit peu de ces apports nutritifs. À certaines périodes de l'année, les retombées de poussières provenant du Sahara contribuent aussi à enrichir en fer les eaux marines (Prospero et Nees, 1986; Jickells *et al.*, 1998; Doray, 2006).

### **1.1.3. Les écosystèmes côtiers**

Les trois principaux écosystèmes du littoral martiniquais sont la mangrove, les herbiers et les récifs coralliens. Les autres écosystèmes côtiers liés à cet ensemble sont les estrans (plages) sableux et rocheux; les lagunes (comme l'étang des Salines) et les côtes rocheuses (falaises). Ces écosystèmes abritent des communautés vivantes qui forment des biocénoses.

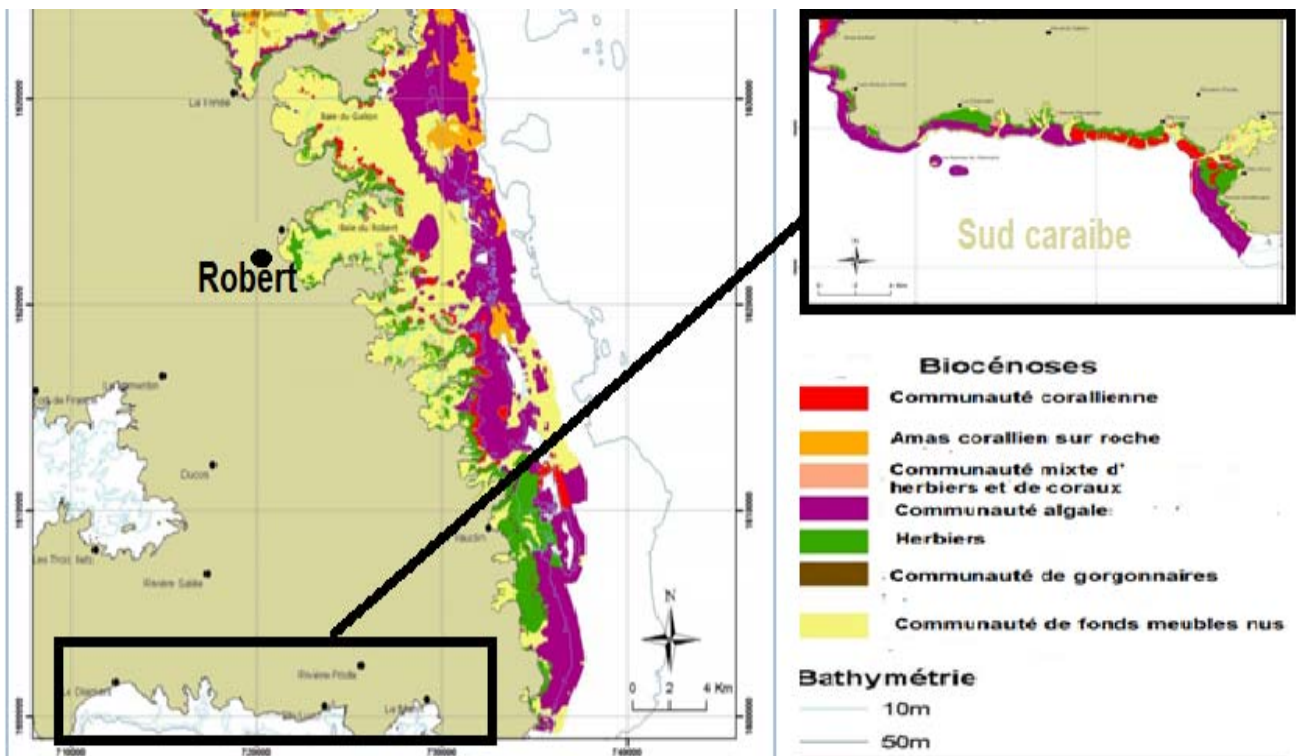


Entre 0 et 7 m de profondeur, les écosystèmes (fig.II-4) sont majoritairement (40 %) constitués par des communautés de substrats meubles nus (Legrand, 2010).

Les communautés d'herbiers ne constituent que 29 % de ces fonds. Les autres biocénoses benthiques sont indiquées dans le tableau II-1.

**Tableau II- 1: Répartition des biocénoses benthiques cartographiées en Martinique (en ha) (Legrand, 2010)**

Profondeur	Communautés coralliennes	Herbiers	Communautés algales	Communautés de fonds meubles nus	Communautés mixtes	Communautés de spongiaires et gorgonaires	Total
0-7 m	1 296	4 676	3 599	6 023	251	114	15 949



**Figure II- 4: Localisation des biocénoses benthiques du littoral de la zone d'étude de 0 à 50 m de profondeur (D'après Legrand, 2009).**

Toutes ces biocénoses sont susceptibles d'abriter des bivalves.

#### **1.1.3.1. Les récifs coralliens**

Ces récifs forment 5587 ha de communautés coralliennes, soit 12 % des fonds marins côtiers (Legrand, 2009). Ce sont des zones de nurseries et d'alimentation pour les poissons pélagiques (Bouchon-Navaro *et al.*, 1992, Brugneaux et Perès, 2005).

Outre leur rôle de barrière atténuant l'érosion marine par réduction de l'énergie des vagues (Ogden et Zieman, 1977), ils assurent également la protection des herbiers et des mangroves.

#### **1.1.3.2. Les herbiers**

Les herbiers ou « prairies sous-marines » sont des écosystèmes constitués par des étendues de phanérogames adaptées à la vie marine. Les herbiers de Martinique occupent une superficie de 4975 hectares dont 94 % sont situés entre 0 et 7 m de profondeur (Legrand, 2009). Dans la Caraïbe, les phanérogames marines ont colonisé des zones peu profondes, sableuses ou sablo-vaseuses situées entre la côte et les formations récifales protectrices (Bouchon *et al.*, 2002). Les phanérogames marines les plus fréquentes, *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*, forment souvent des herbiers mixtes (Laborel-Deguen, 1984). Toutefois, *Halophila stipulacea*, une espèce invasive (Carturan, 2011), est de plus en plus abondante dans les herbiers (Leroux, 2011).

En tant que lieux de frayère et de nurseries pour les poissons, les herbiers surtout à *Thalassia testudinum* jouent un rôle écologique primordial pour de nombreuses espèces récifales (Aliaume, 1990; Bouchon-Navaro *et al.*, 1992). Ils abritent une riche microflore épiphyte et une faune diversifiée composée de mollusques, étoiles de mer, oursins, tortues vertes, hippocampes, coraux, gorgones et éponges, permanente ou de passage, qui y trouve abri et nourriture. Par exemple, le film de micro-algues qui recouvre les feuilles de phanérogames sert de nourriture à de nombreux herbivores tels que les gastéropodes et les oursins (Hilly et Duchêne, 2010).

L'abondance des détritiques au sein des herbiers à *Thalassia* et la vitesse de renouvellement des nutriments (de 2 à 3 jours) selon Fenchel (1970) assurent le développement de bivalves tels que les *Lucinidae* (Jackson *et al.*, 1974).

Les bivalves interagissent avec les herbiers en absorbant du phytoplancton et des détritiques et, en minéralisant rapidement les matières organiques en ammonium (NH<sub>4</sub>) et en phosphore utilisables pour la croissance des végétaux (Nalepa *et al.*, 1991; Skilleter, 1996). Par leur excrétât et leurs bio-dépôts, ils accélèrent le cycle de l'azote (par ex: Dame *et al.*, 1984, 1989; Yi *et al.*, 2002) et contribuent au stockage du phosphore dans les sédiments (Sornin *et al.*, 1986, Dame *et al.*, 1989).

### **1.1.3.3. La mangrove**

Les écosystèmes de mangroves sont des formations arborées qui se développent sur des sols inondés situés en général en zone intertidale (Flower, 2004), au niveau de baies, d'anses, en zones d'arrière-plage, sur les bords des estuaires et des lagunes côtières.

Les quatre principales espèces de palétuviers présentes en Martinique sont le palétuvier rouge (*Rhizophora mangle*), le palétuvier noir (*Avicennia germinans*), le palétuvier blanc (*Laguncularia racemosa*) et le palétuvier gris (*Conocarpus erecta*) (Fiard *et al.*, 1979, Chanteur, 1981; Hatzenberger, 2001).

Dans les marais de mangroves, habitats dans lesquelles les eaux ont une faible teneur en phytoplancton, la turbidité est assez importante car les matières organiques dissoutes et particulaires sont abondantes (Toffart, 1980). Les débris organiques produits dans les mangroves peuvent suppléer la faiblesse phytoplanctonique (Prieto *et al.*, 2008) et alimenter plusieurs réseaux trophiques (Odum et Heald 1972; Martin et Whitfield, 1983; Guiral *et al.*, 1999; Moore *et al.*, 2004) en enrichissant l'eau et les sédiments.

Les sédiments de mangroves sont constitués à 40 % par des argiles (0-2 µm) et secondairement par des sables (>50 µm) et des limons (2-50 µm) (Saffache, 1998).

Dans les mangroves, comme pour les autres espèces, la diversité des bivalves n'est pas grande; les populations peuvent être pourtant importantes (Commans, 1969). Les deux principaux habitats des mollusques dans ces écosystèmes sont les racines du palétuvier *rhizophora mangle* et les sédiments.

Le peuplement épibionte des racines de palétuviers est varié et constitué de crustacés, de mollusques, d'éponges, de zoanthaires, de vers, de macroalgues...ect.. (Toffart, 1980; Impact-Mer, 2009). Deux espèces de bivalves sont spécifiques aux milieux de mangroves: *Crassostrea rhizophorae* qui vit fixé aux racines de *R. mangle* par une valve et *Isognomon alata* qui s'y attache par son byssus.

Certaines espèces forent le bois pour s'y loger (*Teredo sp* et *Lithophaga bisulcata*). D'autres espèces de petites tailles colonisent les algues vivant sur les racines de palétuviers (Warmke et Aldomovar, 1963).

Les autres espèces qui vivent en relation avec les racines de *R. mangle* sont moins fréquentes et peuvent vivre dans les herbiers ou les récifs. C'est ainsi que des bivalves tels que *Brachidontes exustus*, *B. recurvus* (plus rare), *Modiolus americanus*, *Mytella guyanensis*, *Pteria colymbus*, *Pinctada radiata*, *Ostrea frons*, *Chama macerophylla*, *C.congregata*, *Anadara notabilis*, *Isognomon radiata* et *Podesmus rudis* peuvent être collectés sur les racines de ces palétuviers (Morton, 1983). Toutes ces espèces sont épibiontes et sessiles.

Le peuplement des sédiments par les organismes fouisseurs (Nagelkerken, 2007) dépend de la teneur en matières organiques (Impact-mer, 2009) et la faune qui y domine en abondance est constituée par des annélides polychètes, des mollusques bivalves et des crustacés décapodes (Bigot , 2006).

Les bivalves fouisseurs s'enfoncent à des profondeurs variables dans les sédiments.

Il s'agit de *Lucina pectinata*, d'*Anodontia alba*, d'*Anomalocardia brasiliiana*, de *Chione cancellata*, de *Trachycardium muricata*, d'*Anadara sp.* et, parfois, on rencontre *Corbula sp* et *Asaphis deflorata*.

La diversité des espèces de bivalves dépend de la situation de la mangrove (estuaire, lagune ouverte ou fermé). Dans certaines mangroves de la Martinique (ex: baie du Trésor, baie de Génipa), les bivalves constituent la plus forte biomasse (Impact-mer, 2011).

Selon Dame (1993) et Skilleter (1996), par leur abondance, les bivalves contribuent souvent davantage à la biomasse du benthos que les autres espèces des zones intertidales.

Selon la localisation et l'extension de ces écosystèmes de mangroves, les caractéristiques hydrologiques (marnage, vitesse des courants, apport en eau douce et renouvellement en eau de mer) et chimiques (oxygène, salinité, pH, nature du sédiment, richesse en matières organiques) varient (Toffart, 1980; Louis, 1983).

Les peuplements des mangroves dépendent de l'apport en nutriments, de la diversité des habitats (Kathiresan et Bingham 2001; Blaber, 2007; Nagelkerken, 2007), du degré de confinement et donc de la salinité (Guelorget *et al.*, 1990).

#### **1.1.3.4. Les plages et les côtes rocheuses**

L'ensemble des plages sableuses constituent une interface entre terre et mer très fréquentée par l'homme. La majorité des plages de la Martinique est constituée de petites plages qui s'établissent généralement le long des littoraux rocheux (Dolique, 2019).



**Photos (a): plage anse Moustique, (b) plage Pt Macabou (E.Modestin); (c) : falaise au Marin (E.Shark).**

La distribution ou le tri ainsi que la nature des sédiments sur les plages sont influencés par l'hydrologie des cours d'eau, l'hydrodynamisme des eaux marines, les variations du niveau marin et le contexte géologique (Durand, 1996). Contrairement aux sédiments de la plateforme Caraïbe et du Nord de l'Atlantique où les éléments volcanoclastiques dominent, dans le Sud et le Sud-Est de l'île (Westercamp et Traineau, 1983; Saffache, 1998), les matériaux d'origine bioclastiques représentent environ 88 % des sédiments de la plateforme littorale, car ils proviennent de la destruction des récifs coralliens (Pons, 1987).

La présence des barrières coralliennes n'empêche pas le transport des débris d'organismes (macrophytes, graines,..ect.) par les courants et les vents. Le dépôt de ces matières dépend aussi de la morphologie côtière (Polis et MacRae, 2004). Ces ressources nutritives importées soutiennent la plupart des réseaux alimentaires (Griffiths *et al.*, 1983; Brown et McLachlan, 2006) et servent aussi d'habitat et de refuge pour la macrofaune (Ince *et al.*, 2007). Des oiseaux tels que les pluviers viennent régulièrement s'y nourrir.

Les biotopes intertidaux subissent des conditions stressantes. L'alternance d'immersion et d'exondation entraînent des variations de salinité et de température du fait de l'évaporation très forte et le ruissellement important en cas de pluie.

La macrofaune intertidale des plages est habituellement dominée par les crustacés, les mollusques et les polychètes, avec d'autres groupes, tels que les insectes, les némertiens, les échinodermes, les anémones (McLachlan et Defeo, 2001).

Les différents niveaux trophiques visibles sur les plages de la côte atlantique sont des filtreurs (bivalves, anémones, polychètes, holothuries...), des détritivores (amphipodes, crabes...), des herbivores brouteurs (gastéropodes) et des prédateurs (gastéropodes, insectes, amphipodes, annélides). Leur abondance varie avec celle du plancton et des détritiques (McLachlan *et al.*, 1981) mais les bivalves filtreurs sont en général, les plus importants en terme de biomasse (McLachlan et Defeo, 2001).

## 1.2. Les espèces et les sites d'étude

### 1.2.1. Les espèces étudiées

Les espèces étudiées, *A. deflorata* et *P. pectinatus*, sont les principales espèces consommées.

#### 1.2.1.1. Présentation d'*Asaphis deflorata* (Linné, 1758)

Quelques études ont été faites sur son écologie (Stanley, 1970, Berg et Alatalo, 1985 ; Domaneshi et Shea, 2004; Prieto *et al.*, 2005, 2008). Certains auteurs ont décrit son anatomie (Purchon, 1960; Stanley, 1970; Marin, 1982; Domaneshi et Shea, 2004). Elle est citée dans certains inventaires invertébrés marins (Work, 1969; Coomans, 1969 (dans les mangroves); Princz, 1973, Camp *et al.*, 1998; Sánchez *et al.*, 2007).

- Taxonomie:

Sa taxonomie fut précisée par Mörch, (1863), Prashad (1932) et Willan (1993) et est présentée ci-dessous :

- Mollusque bivalve eulamellibranche
- Sous-classe des hétérodontes
- Ordre : Cardiida (Ferussac, 1822)
- Super-famille des Tellinoidea
- Famille : Psammobiidae (fleming, 1828)
- Genre : *Asaphis* (Modeer, 1793)

- *Syn : Venus deflorata* (Linné, 1758)
  
- **Appellation officielle (FAO) :**  
  
Anglais: Gaudy asaphis ; français: Gaudy sanguin, Sanguinolaire ridée;  
espagnol: Asafis arrugada (Leal, 2001).

Selon Willan (1993) et les auteurs cités par lui dans son étude sur la révision taxonomique des bivalves de la famille des *Psammobiidae*, le genre *Asaphis* ne comporte que deux espèces étroitement liées. Des comparaisons de leurs anatomies fonctionnelles, des caractéristiques de leur coquille et de leur écologie ont permis de les distinguer (Černohorský, 1972; Willan, 1993; Domaneschi et Shea, 2004). La première, *A. deflorata* décrite par Modeer (1793) ne vit que dans la mer des Caraïbes. La seconde, *A. violascens* (Forsskal, 1775), anciennement nommée *Asaphis dichotoma* (Anton, 1838), vit dans l'Océan Indo-Pacifique.



**Figure II- 5 : Morphologie de la face externe de la coquille d'*A. deflorata***

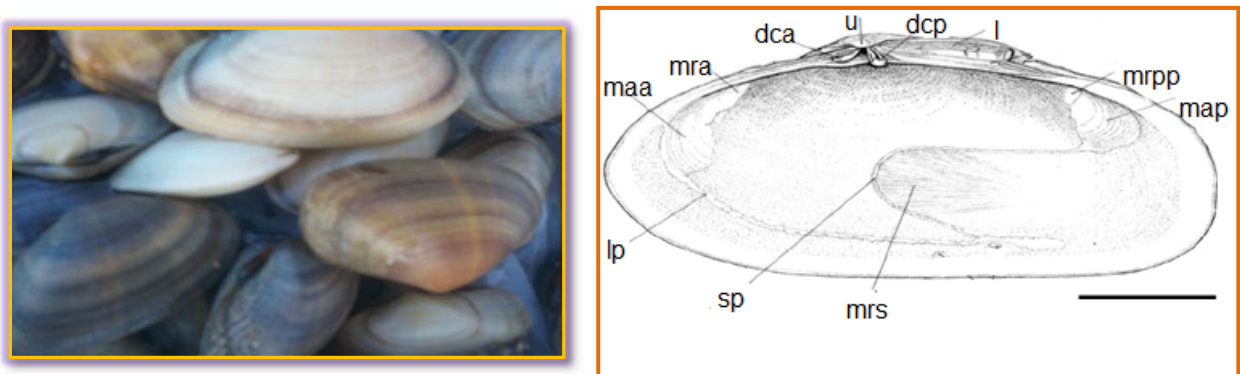
- *Identification spécifique*

Décrite par White (1942) et Purchon (1960), la coquille est épaisse, équivalve, de forme ovale à elliptique, légèrement béante et avec une extrémité postérieure tronquée. L'umbo (apex de la coquille) est légèrement enroulé vers l'intérieur (fig.II-6).



Sur sa face externe, des sculptures principalement concentriques, des nervures radiales sont bien développées mais sont de taille irrégulière (fig.II-5). La charnière est bien développée avec un ligament externe. Chaque valve porte deux dents cardinales inégales dont l'une profondément bifide (fig.II-6). Sur la valve droite, la dent postérieure est réduite. Les dents latérales sont absentes.

Le sinus palléal est large (Willan, 1993; Fischer, 1978). La coquille a une couleur variable, généralement plus claire à l'intérieur (Leal, 2001). Selon Beg et Alatalo (1985), elle peut être uniformément blanche, jaune, rouge ou violette, et ces teintes sont parfois mélangées ou en rainures (fig.II-6). En Martinique, sa coquille, souvent grise, peut être vivement colorée de pourpre.



**Figure II- 6 : Coquilles d'*Asaphis deflorata* (a) (E.Modestin, 2017). Vue de la valve interne droite (b) (d'après Shea, 2004 in Domaneschi et Shea, 2004). Abréviations : maa, empreinte du muscle adducteur antérieur ; dca, dent cardinal antérieure ; mra, empreinte du muscle rétracteur antérieur ; l, ligament ; map, empreinte du muscle adducteur postérieur ; dcp, dent cardinal postérieure ; lp, ligne palléale ; mrpp, empreinte du muscle postérieur rétracteur du pied ; sp, sinus palléal ; mrs, empreinte du muscle rétracteur du siphon ; u, umbo. Échelle : 1 cm.**

- *Aire de répartition et habitat*

Cette *Psammobiidae* vit, dans les zones intertidales supérieures de la mer des Caraïbes, du sud-est de la Floride et des Bermudes jusqu'au Brésil (Abbott, 1974; Alatalo et Berg 1985; Leal, 2001).

Plusieurs auteurs l'ont échantillonné dans des milieux benthiques (Coomans, 1969; Works, 1969; Princz, 1971), dans les mélanges de graviers et de sable vaseux (Berg et Alatalo, 1985), dans le sable des fonds coralliens riches en fragments coquilles et de coraux à une profondeur de 2 à 15 cm (Thamasak *et al.*, 1998) au sein des mangroves côtières, entre les racines de palétuviers dans les poches de sables grossiers (Berg et Alatalo, 1985)

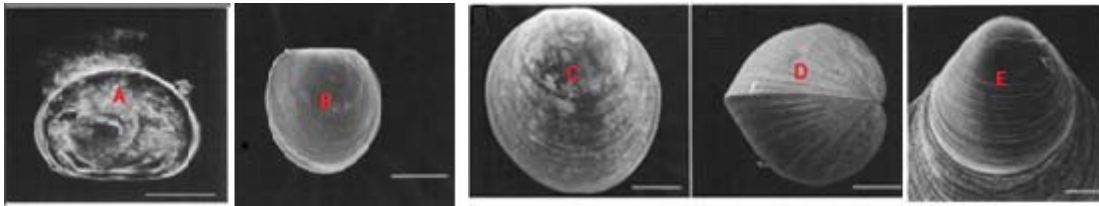
Espèce endogée, les individus vivent enfouis à des profondeurs allant de 2 à 15 cm (Thamasak *et al.*, 1998). Dans son site au Bahamas, la température saisonnière varie de 18 à 24°C et la salinité va de 24 à 32 ‰ (réfractomètre); elle vit en grande population dense et dans son habitat où elle est le seul bivalve présent (Berg et Alatalo, 1985). Selon cet auteur, les préférences environnementales semblent plus liées à la présence de bancs de calcaires. Au Venezuela, l'aire d'étude était sous un régime de marées semi-diurnes avec une amplitude maximale de 150 cm (Prieto *et al.*, 2008).

- *Reproduction et croissance*

L'espèce est dioïque, la protandrie est possible avec un sex-ratio de 1/1 (Berg et Alatalo, 1985 ; Prieto, 2008). La protandrie est un type d'hermaphrodisme dans lequel la plupart des individus qui naissent sont des mâles, puis certains d'entre eux, à mesure qu'ils grandissent, passent par le processus de virage sexuel en développant des gonades féminines (Barnes, 1996). La maturité sexuelle est atteinte à une taille d'environ 25 mm (Alatalo, 2009). Les gonades sont constituées par une masse viscérale diffuse (Berg et Alatalo, 1985). La fécondation est externe (Alatalo, 2009 ; Cardenàs, 2001).

Sa reproduction se fait toute l'année (Freitas, 2014). Au Venezuela, on distingue deux pics de reproduction. La gamétogenèse se fait pendant la saison fraîche (présence importante de nutriments) de février à juillet puis la ponte d'août à septembre (présence de température élevée, de quantité importante de nutriments et d'une faible salinité) (Freitas, 2014). De même, au Bahamas, la maturité maximale des gamètes est atteinte en juillet (Berg et Alatalo, 1982) et l'émission des gamètes a été observée à la fin de l'été entre août et septembre (Berg et Alatalo, 2009). Au Venezuela, une seconde période de maturation des gamètes s'étend de novembre à décembre en présence d'une température élevée puis l'émission des gamètes a lieu en janvier (Prieto *et al.*, 2008).

L'œuf fécondé suit un développement classique décrit par Berg et Alatalo (2009). La métamorphose a lieu entre 11 à 14 jours après la fécondation, le juvénile apparaît après plusieurs stades de développement de l'œuf (figII-6).



**Figure II- 7: Quelques stades de développement d'*A.deflorata*. Larves véligères (A, 4 jours; B, prodissoconque I) pédivéligères (C, prodissoconque II) ; D) et E, juvénile (in Berg et Alatalo, 1985. Photos: Ed Seiling, Harvard University. Échelle : 50 /-1m.)**

Une larve ciliée au stade gastrula est obtenue à 29°C, 7h après l'émission des gamètes puis 12h après, une larve trochophore de 66 µm (maximum de hauteur) suivie 21 à 24 h après par une larve véligère de 90 à 96 µm de longueur. Le stade pédiviligère atteint en 10 à 13 jours (156 à 186 µm) est court et dure 24 heures. Le recrutement et la métamorphose se font au stade prodissoconque II, à une taille maximale comprise entre 161 et 205 µm.

Au Mexique, la période de vie larvaire dure 4 à 6 jours (Cardenàs, 2011).

Selon Berg et Alatalo (1982; 2009), le max de croissance peut être estimée à 10 à 15 mm/an avec l'équation de von Bertalanfly et l'analyse des fréquences de taille. La couleur de la coquille se développe progressivement au cours des trois prochains mois (Berg et Alatalo, 2009).

- *Alimentation*

Ce bivalve endogé est un suspensivore et déposivore alternatif (Berg et Alatalo, 1985; Domaneschi et Shea, 2004) et consomme des micro-algues benthiques, des débris de phanérogames marines et des matières organiques contenues dans le sédiment (Moganti *et al.*, 2008). L'espèce possède un estomac modifié pour stocker de la nourriture pendant les périodes d'émersion (Purchon, 1960).

Cette adaptation morphologique lui permet de vivre dans la zone supérieure de l'estran en attendant les marées hautes (Berg et Alatalo, 1982). Ces auteurs pensent qu'*A. deflorata* profite de la marée montante pour se nourrir. L'observation d'estomacs, chargés en sédiments et en débris de végétaux, nous a permis de le confirmer.

- *Remarques*

Son habitat peu profond (Berg et Alatalo, 1985) l'expose à des prédatons. *A. deflorata* fait partie des bivalves les plus résistants à l'émersion. La densité des populations est plus grande dans le haut de l'estran (dans la zone supérieure de la zone intertidale) dans la zone fréquemment inondée où elle semble être le seul bivalve présent (Stanley, 1970 ; Berg et Alatalo, 1985; Domaneschi et Shea, 2004). L'espèce sœur, *A. violascens*, est bioaccumulatrice de pesticides organochlorés (Moganti *et al.*, 2008).

#### **1.2.1.2. Présentation de *Phacoides pectinatus* Gmelin, 1791**

- *Taxonomie:*

- Mollusque bivalve eulamellibranche
- Sous-classe des Hétérodontes
- Ordre Lucinida Gray, 1854)
- Super-famille des Lucinoidea (Lucinacea) Fleming, 1828
- Famille des Lucinidae (Fleming, 1828)
- Sous-famille Lucininae(Fleming, 1828)
- Genre : *Phacoides* (Agassiz, 1846)
- Syn : *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791)

- *Noms vernaculaires:*

- palourde blanche, palourde de vase en Martinique,
- palourde grise en Guadeloupe (Frenkiel et Moueza, 1985)

- *Identification spécifique*

La coquille est équivalve, inéquilatérale, compressée, convexe, épaisse et ornée de stries concentriques. Les bords de la coquille sont lisses, la surface extérieure présente deux sillons et une lunule courte, la charnière possédant de petites dents. La coquille est intérieurement teinte en général en orange. Sa longueur maximale est de 78 mm (Rios, 1994).

- *Aire de répartition et habitat*

L'espèce est répartie de la Caroline du Nord (Etats-unis) au Brésil. Identifiée en Floride, Texas, Panama, Colombie, Cuba, Venezuela, Brésil, ainsi qu'en Guadeloupe et Martinique (Lamy et Pointier, 2017).

Ce bivalve endogé vit en milieu confiné dans les sédiments vaseux ou sablo-vaseux hypoxiques de milieu de mangroves (Guelorget *et al.*, 1990), de lagons et d'estuaires (Taylor *et al.*, 2016). L'espèce préfère les sédiments côtiers peu profonds dans les herbiers marins qui sont connus pour stabiliser les sédiments, réduire les mouvements d'eau et piéger les débris minéraux et organiques de la zone phytique des rivages rocheux (Stanley, 1970, Young et Young, 1982). Elle vit normalement dans des zones d'eau calme, dans le substrat boueux des mangroves, à une profondeur qui varie entre 15 à 20 cm (Poggio, 2002 ;Modestin,2017). Elle est positionnée (fig.II-8) de sorte que la coquille reste debout et l'umbo (apex de la coquille) face à la surface (Assis, 1978) et à l'interface d'une zone oxique et d'une zone anoxique plus profonde (Elisabeth, 2011) dans laquelle on trouve des poches de soufre réduit (Ott *et al.*, 2004). Les *Lucinacea* se distinguent par la présence d'un pied vermiforme qui creuse profondément dans le sédiment un tube inhalant antérieur (Allen, 1958).

Cette espèce est identifiée en Guadeloupe avec une densité comprise entre 5 et 55 individus /m<sup>2</sup> avec le bivalve *Anomalocardia brasiliiana*. (Guelorget *et al.*, 1990).

- *Reproduction*

L'espèce est dioïque avec un hermaphrodisme protandrique variable selon les populations (Assis, 1978; Frenkiel et Mouëza, 1985). Il n'y pas de dimorphisme sexuel externe mais à maturité, les gonades mâles sont de couleur blanc-crème tandis que les femelles sont brunes (Frenkiel et Moueza, 1985) et selon ces auteurs, la taille de première maturité sexuelle est de 20 à 24 mm. La gamétogenèse est discontinue, avec émission des gamètes toute l'année (Frenkiel *et al.*, 1997). La reproduction est influencée par des signaux environnementaux (Le Pennec et Beninger, 2000). La durée de vie est estimée de 2 à 3 ans (Monnat, 1970).

- *Alimentation*

Filtreur suspensivore, le régime alimentaire est mixotrophique grâce à chimiosymbiose (Frenkiel *et al.*, 1996). Les Lucinacea, et notamment les Lucinidae, sont capables de consommer des particules de tailles variées (Allen, 1958; Jackson, 1973).

Les branchies de *P. pectinatus* possède trois types d'hémoglobine (I, II et III) qui transportent de l'oxygène (Kraus, 1993), (Kraus et Wittenberg, 1990; Gavira, 2008). L'hémoglobine I fixe l'H<sub>2</sub>S de manière réversible, tandis que la II et la III sont incapables de s'y lier (Gavira *et al.*, 2008; Pietri *et al.*, 2009).

Chez les *Lucinidae*, l'appareil digestif est adapté à la symbiose (Taylor et Glover, 2000 ; 2006). Les palpes labiaux (petit pli au bord des lèvres) sont très peu développés et débouchent sur un estomac simple et un intestin court, les branchies sont grandes et épaisses (Taylor et Glover, 2000).

### 1.2.2. Présentation des sites d'étude d'*A.deflorata*

Les sites se situent sur la façade atlantique de l'île. Tous les sites sont des plages de pente faible à moyenne ou des zones rocheuses



**Figure II- 8 : Habitats d'*A. deflorata*. (a) Amas de macrophytes sur une plage de Petit Macabou (b) Amas de déchets, habitat dégradé en baie du François (Photos : E. Modestin)**

Dans cette portion du littoral, les houles cycloniques arrachent les phanérogames marines et des débris de macro-algues situés à faible profondeur et comme l'ont signalé, Bouchon *et al.*, (1986) et Piriou (1993), la force des vents et des courants entraîne ces débris sur les plages. Aussi, pendant l'hivernage, sur le haut de ces plages des amas de végétaux composés principalement de *Syringodium filiforme*, s'accumulent (fig.II-8).

De plus, périodiquement des échouages de sargasses flottantes s'étalent sur toute la surface de la plage. Le dépôt de ces matières dépend aussi de la morphologie côtière (Polis *et al.*, 2004).

Les avant-plages sont en bordure d'un herbier à *Thalassia testudinum* et à *Syringodium filiforme* tandis que les arrières plages (zone supralittorale) peuvent être limitées par un escarpement raviné réduit ou par des falaises rocheuses et peuplées par une végétation typiquement xérophile. Sur la plage ou à proximité, quelques rares palétuviers et arbustes psammophiles sont présents. Ces biotopes possèdent des conditions stressantes.

Les alternances d'immersion et d'exondation entraînent des variations de salinité du fait de l'évaporation très forte et du ruissellement important en cas de pluie. Seules quelques espèces animales et végétales y sont présentes (fig.II-9).





**Figure II- 9 : Peuplements des sites d'*A.deflorata* : Holothurie et *Sesuvium portulacastrum*, pourpier bord de mer (Photos E. Modestin)**

Afin d'obtenir des informations écologiques sur les espèces, 7 sites de la côte atlantique, fréquentés par des pêcheurs (dont 4 décrits dans le tableau II-2), ont été choisis en fonction du degré d'anthropisation.

### **1.2.2.1. La baie du Robert**

La commune du Robert possède une superficie de 7 km<sup>2</sup>. Les bassins versants du Robert sont de faibles superficies (2437,49 ha) et reçoivent des précipitations supérieures à 1500 mm en moyenne interannuelle.

La baie du Robert a une aire de 2000 hectares environ (Saint-Félix, 2005) et contient 452 ha d'herbiers dans un état médiocre, avec des surfaces morcelées et des communautés coralliennes très dégradées (22,2 %) (Legrand, 2009). Ces eaux sont largement renouvelées grâce à une passe profonde de plus de 20 m, aussi sa salinité et sa température varient peu au cours de l'année (Saint-Félix, 2005). Deux sites ont été prospectés, le site de Pointe-Rouge et celui de Sable Blanc;

Le site de Pointe-Rouge est situé à la sortie de baie du Robert, à proximité de la Baie du Galion. Il est dominé par une zone fortement urbanisée (fig.II-10). Quelques habitations occupées longent une longue plage assez exposée malgré la présence de récifs frangeants. Plusieurs poches de mangroves sont visibles à la limite supérieure de l'estran.

Plus fortement urbanisée que le site précédent, le site de Sable Blanc est situé au lieu-dit de la baie de Saintpée, une petite baie découpée dans la baie du Robert. La baie étant peu ouverte, le site est semi-abrité et peu exposé à la houle et aux vents violents.

Le site de Mansarde est situé entre la commune du François et du Robert. Son bassin versant correspond à celui de la commune du Robert, mais les eaux littorales sont celles de la baie du François.



Figure II- 10 : Comparaison de l'urbanisation des sites de Pointe-Rouge (a) et de Sable Blanc (b) au Robert

### **1.2.2.2. Le secteur du François**

La commune du François (9 km<sup>2</sup>) est celle où, traditionnellement, le nombre de pêcheurs était et reste le plus important (110 en 1998) selon les affaires maritimes (A.F.M., 1998). Certains pêcheurs ont développé une activité dans le secteur du tourisme.

Le littoral du François (Battistini, 1978, OMMM, 2009) possède de vastes surfaces de récifs coralliens, mais selon Legrand (2009), 83,9 % des communautés coralliennes sont dégradées voire très dégradées (72,4 %) et environ 627 ha d'herbiers morcelées sont en plus ou moins mauvais état. Sur ce littoral deux sites ont été explorés pour la biologie de l'espèce: Presqu'île et Monnerot.

Le troisième site d'origine des prises d'*A. deflorata* est le site de Mansarde, un lieu de pêche de plusieurs pêcheurs, situé à la limite du Robert et du François.

Le site de Monnerot se trouve dans le cul-de-sac de Frégate (fig.II-11a). Il est peu urbanisé et peu accessible, les petites plages lobées sont bordées par des falaises rocheuses.

Le site de Presqu'île est situé dans le bourg de la commune (fig.II-11b) à proximité de la Pointe Bateau, dans le cul-de-sac des Roseaux.

Les plages sont bordées par des falaises rocheuses surplombées par une zone d'urbanisation dense. Un port de pêche et une piscine municipale sont situés à proximité.



**Figure II- 11 : Niveaux d'urbanisation des sites du François. À Monnerot Nord (a) : faible urbanisation ; à Presqu'île (b): forte urbanisation**

### 1.2.2.3. Le secteur du Vauclin

Dans le secteur du Vauclin, le bassin versant est réduit et peu anthropisé. L'industrialisation et les infrastructures touristiques sont peu développées. Les surfaces artificialisées n'occupent que 12 % des sols, mais les parts de l'agriculture et, en particulier des élevages sont importantes

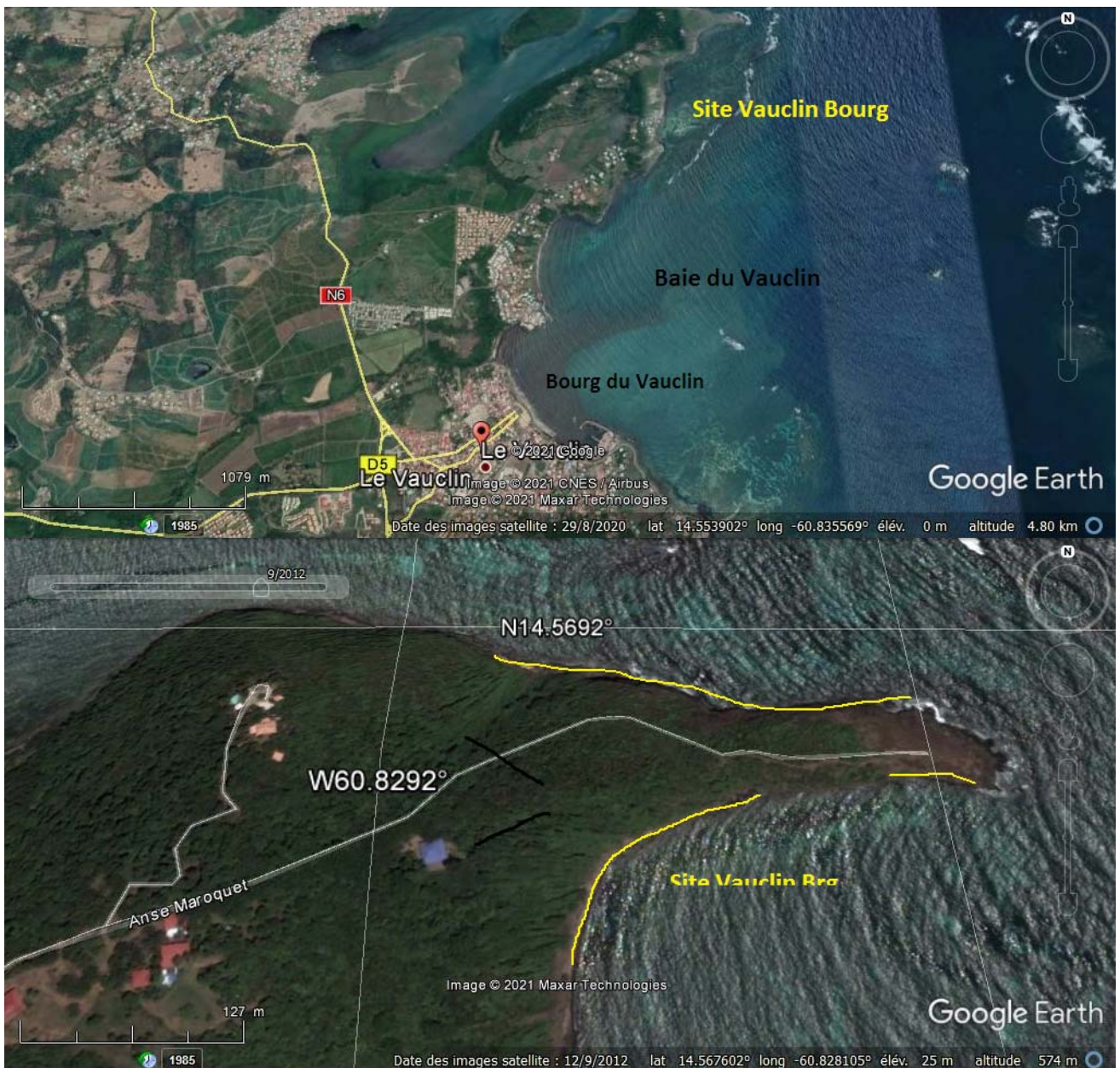


Figure II- 12 : Vauclin Bourg dans la baie du Vauclin (en jaune : zone prospectée)



**Figure II- 13 : Vauclin PM (en jaune : zone prospectée) Petit Macabou.**

Le site du bourg est situé sur la façade nord du bourg (fig.II-12). Le site de Petit Macabou est très peu urbanisé et se situe à proximité de la baie de Massy-Massy (fig.II-13). C'est d'ailleurs dans la commune du Vauclin que l'on trouve la plus vaste surface d'herbiers (1312 ha) en bon état (Legrand, 2009).

En résumé, les sites sont décrits (tabl.II-2) selon leur niveau d'anthropisation (la densité de l'urbanisation sur le trait de côte, la présence de stations d'épuration).

Tableau II- 2 : Description de quelques sites de pêche et des pressions sur les stocks

Sites	Pt Macabou	Presqu'île	Sable Blanc	Pointe-Rouge
Coordonnées géographiques en °	lat.14.514606 long -60.828317	lat.14.618973 long .-60.886612	lat.14.662365 long - 60.898478	lat.14.702039 long - 60.901498
Morphogéologie	Plage de pente moyenne + côte rocheuse + mangrove proche	Plage en bas de falaise )	Plage de pente faible dans baie abritée + mangrove adjacente	Plage de pente faible baie ouverte
Hydrologie	Assez agitée	Peu agitée,	Calme, baie peu ouverte	Assez agitée, baie ouverte sur océan
Salinité eau (‰) (oct-août)	33 à 36	32 à 35	33 à 35	36 à 38 (avril 2014)
Substrats	Très diversifié, cailloux, galets, sables grossiers, roches	Très caillouteux galets, sables grossiers, qq roches	Galets, sables grossiers	Galets, sables grossiers
Type d'herbiers/flore algale	<i>Thalassia testudinum</i> et <i>Syringodium filiforme</i> Algues(sargasses, <i>Enteromorpha</i> spp, <i>Ulva</i> spp)	Idem mais moins dense Algues : beaucoup de vertes ( <i>Enteromorpha</i> spp, <i>Ulva</i> spp)	<i>T.testudinum</i> et <i>S.filiforme</i> Algues sargasses	<i>T.testudinum</i> et <i>S.filiforme</i> Algues
Etat herbiers	Dense, riche en biodiversité, ensablé par endroit herbier assez dense	Ensablée, clairsemé, algues encroûtantes brunes sur rochers	Ensablé, eutrophe, rejets domestiques, herbier épars	Herbier assez dense
Autres sources de pression	Traces d'hydrocarbures signes d'envasements récents hôtels	Proximité port de pêche Déchets En bordure d'une zone fortement urbanisée	Petite zone de carénage, beaucoup de déchets et de macro-déchets au cours du temps	Kayaks, quelques traces de déchets



Le risque d'eutrophisation est lié à la présence de rejets urbains. Les sites de Monnerot et de Mansarde ressemblent par leur morphologie à celui de François-Presqu'île, avec des petites plages lobées qui longent des falaises rocheuses mais ils sont dans des zones beaucoup moins urbanisées.

### **1.2.2. Les sites d'étude pour l'écologie de *P. pectinatus*.**

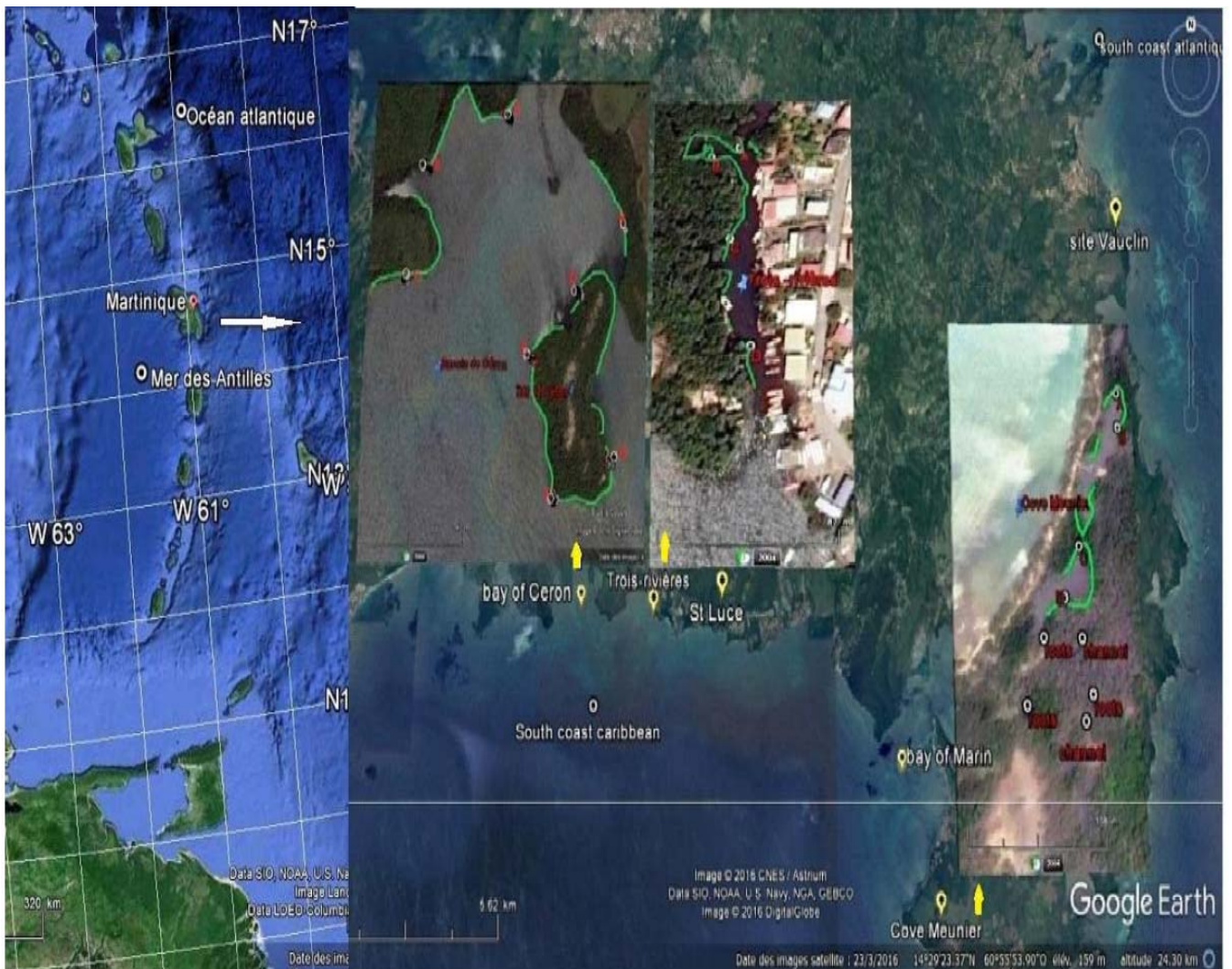
Les individus ont été prélevés entre les mois de juillet et de novembre 2012 dans trois sites dont deux localisés au niveau des zones de mangroves colluvionnaires (Joseph, 2006) de la Baie du Céron et de Trois-Rivières.

Le dernier site est situé à l'anse Meunier, dans la baie du Marin. Il fait partie d'une zone lagunaire d'arrière-plage et se caractérise par la présence d'une mangrove de 35,68 ha sur un sédiment argilo-sableux (Acer-campestre, 2007), où les espèces les plus fréquentes sont *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* et *Laguncularia racemosa*.

Le site de Trois-Rivières est situé en arrière d'un récif frangeant, dans une dépression d'environ 80 cm de profondeur (Brugneaux/OMM, 2006) bordée par une mangrove sur sédiment argilo-sableux de 31,04 ha (Acer-Campestre, 2007).

Dans ce site, les rejets urbains (apports d'eau douce) sont importants de part la présence d'une zone assez urbanisée et d'un petit port de pêche. Le fond du site est occupé par un herbier très clairsemé, ou par des sédiments nus (Brugneaux, 2006) colonisés par une population peu dense de *Rhizophora mangle*.

Dans le site de la baie du Céron, zone plus profonde (>1m) et moins exposée, les eaux sont calmes, le confinement est plus élevé et les populations de *Rhizophora mangle* et de phanérogames marines sont plus denses



**Figure II- 14 : Zone d'étude et sites de prélèvement de *P. pectinatus*. Les points d'échantillonnages sont en rouge ou en blanc. La zone d'étude en vert.**

Les zones d'étude et les points de prélèvements (fig. II-14) ont été choisis selon les indications des pêcheurs pour leur accessibilité (profondeur et absence de danger) et la densité des racines de palétuviers. Dans l'ensemble, entre novembre et janvier, la salinité des sites variait entre 28 (Trois-Rivières) à 43 psu (bordure marine de Céron).

## **1.3. Méthodes**

### **1.3.1. La collecte des données**

#### ***1.3.1.1. Recueil des savoirs vernaculaires***

Les informations des pêcheurs sur les milieux et zones de pêche ont été obtenues à l'aide d'un questionnaire. Quelques informations issues des savoirs vernaculaires sur la biologie et la distribution écologique des espèces ont été collectées.

#### ***1.3.1.2. Étude bibliographique***

La détermination des espèces et leur écologie, ont été précisées par des recherches bibliographiques et la consultation de spécialistes.

#### ***1.3.1.3. Les récoltes expérimentales***

Les données sur les populations de bivalves ont été obtenues grâce aux observations, les prélèvements sur le terrain et aux mesures effectuées en laboratoire. Sur le terrain, la description des habitats a été faite par celle des caractéristiques des milieux de vie des espèces (substrats, température, salinité, biodiversité). La température a été prise avec la salinité avec un réfractomètre (Milwaukee, MA887, de précision  $\pm 2$  psu).

- Pour *A. deflorata* :

Des récoltes expérimentales ont été réalisées dans plusieurs sites pour obtenir des données sur leur mode de vie, leur distribution et leurs caractéristiques biométriques. Les prélèvements ont été réalisés en août 2012 et en octobre 2013 sur les sept sites puis ont été répétés pour au moins trois sites caractéristiques.

Pour les sites de François-Presqu'île et Vauclin PM en janvier, avril et juillet 2014 selon les sites. Pour le site de Sable Blanc, des prélèvements supplémentaires ont été réalisés après les échouages des sargasses en octobre 2014 et 2015. Deux prélèvements de contrôle ont été faits, l'un en janvier 2014 et l'autre en août 2019, pour vérifier l'état de la population et son potentiel de renouvellement.



Figure II- 15 : en haut de la plage (a), quadrat en bas de plage (b).

Des échantillonnages ont été réalisés pour le site de Sable Blanc pour tenter d'estimer la biomasse et la densité. La zone d'échantillonnage a été divisée en trois transects parallèles au rivage. À l'intérieur de chaque bande 2 à 5 quadrats de 0,25 m de côté distants de 20 m ont été réalisés selon la longueur de plage (fig.II-15a,b).

Les bivalves ont été prélevés à l'aide de pelles et de râteau puis à la main et conservés dans un seau d'eau de mer.

- Pour *P. pectinatus*

Les coquilles vides ont été collectées auprès du principal restaurant (« Le Poisson rouge ») qui propose des bivalves à ses clients. Pour vérifier leur origine, les individus ont été prélevés entre les mois de juillet et de novembre 2012 dans trois sites des zones de mangroves de la baie du Céron, Trois-Rivières et l'anse Meunier, dans la baie du Marin avec l'aide de pêcheurs.

Deux habitats (l'un dans les sédiments entre les racines de palétuviers) et le second à plus de 1 m des racines de ces palétuviers, ont pu être distingués dans les sites d'étude. Dans le bassin ou dans la lagune, une ligne de 10 m a été tirée parallèlement et à 1 m du front de *rhizophora mangle*, à l'aide d'une corde permettant ainsi de délimiter les 2 transects.

À l'intérieur de chacun des transects, 2 ou 3 unités d'échantillonnages de 1 m<sup>2</sup> sont délimitées au hasard à l'aide de bâtons enfoncés verticalement dans le sédiment. Dans la mangrove de l'anse Meunier, des prélèvements supplémentaires ont été effectués entre les racines de palétuviers noirs (*Avicennia germinans*). Au cours de cette étude, la granulométrie des sédiments a été appréciée visuellement tandis que la température et la salinité de l'eau ont été mesurées. À Céron, la salinité était comprise entre 36 psu au fond de la baie) et 43 psu (vers l'extérieur de la baie). À Meunier, la salinité variait entre 38 et 40 psu.

Les individus collectés sur le terrain ont été placés dans des filets étiquetés selon leur origine et conservés dans l'eau de mer dans une boîte isotherme puis ont été congelés. L'identification des coquilles a été faite à partir des données de plusieurs auteurs dont Abbott (1974), Warmke et Abbott (1962).

### **1.3.2. Analyses de laboratoire**

Au laboratoire, tous les bivalves sont conservés dans l'eau de mer et chacun est prélevé au dernier moment pour la mesure du poids total individuel. La chair de chaque individu a été séparée de sa coquille, pesée puis placée à l'étuve à 55°C durant 72 h en moyenne.

On réalise les mesures suivantes: poids totaux (Pt), poids humides (Pf) poids secs de la chair (Ps) et de la coquille sèche (Pcoq) à l'aide d'une balance de précision (KERN 440-33N, Germany).

Les dimensions de la coquille sont prises avec un pied à coulisse (0,1mm). Pour *P. pectinatus*, la longueur (L = la plus grande mesure dans l'axe antéro-postérieur), l'épaisseur (maximale des deux valves jointes (E) et la hauteur (H = la plus grande mesure perpendiculaire à la longueur) de chacune des coquilles ont été prises (fig.II-16).

Pour *A.deflorata*, seule la longueur (L) de la coquille a été prise. Tous les prélèvements et les échantillons pêchés ont servi à estimer les caractéristiques des populations.

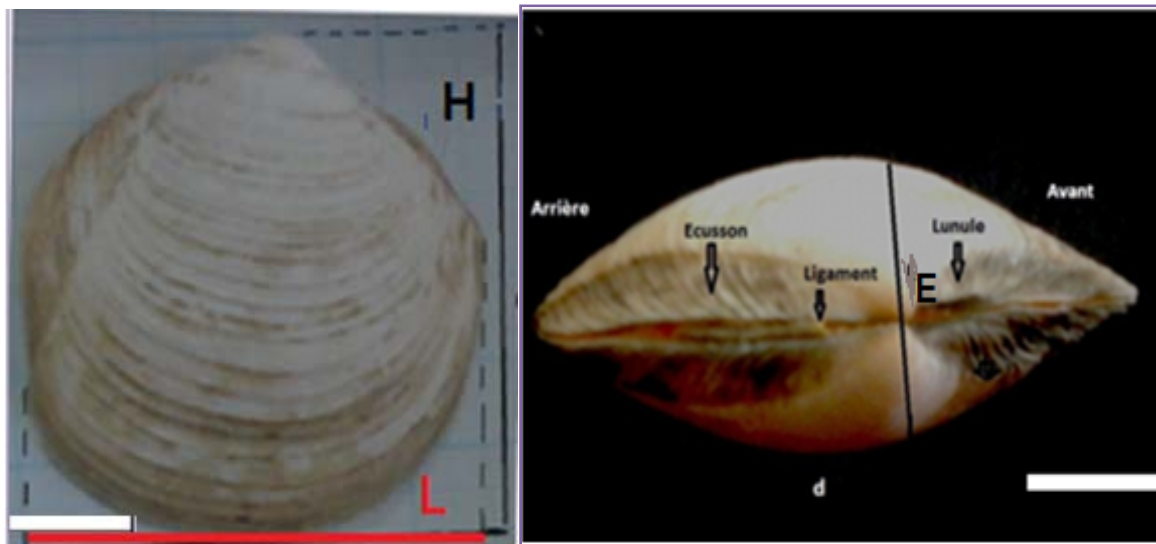


Figure II- 16 : Mesures prises chez *P.pectinatus* d : vue dorsale, (échelle :1cm) H : hauteur, L : longueur, E : épaisseur.

### **1.3.3. Traitements et analyses des données**

#### **1.3.3.1. Pour comparer les prises et la structure des populations**

Les données récoltées sont reportées sur une feuille Excel puis traitées et analysées.

La structure de taille des récoltes expérimentales et des prises ont été illustrées par des histogrammes à partir d'échantillons collectés. Pour les paramètres suivants : Longueur (L), poids total (PT), les minima, les maxima, les moyennes et les écarts-types sont calculés de la biomasse-seuil (biomasse de la taille supérieure à la taille minimale de capture recommandée: uniquement pour *P.pectinatus*) et de la biomasse exploitable (biomasse d'une taille supérieure à la taille minimale de capture).

Pour le site de Sable Blanc, les paramètres de la population (biométrie, densité par quadrat et structure démographique) ont été comparés avant et après les échouages des sargasses en octobre 2013, 2014 et 2015.

#### **1.3.3.2. Étude biométrique des bivalves**

L'étude biométrique a consisté à étudier les rapports biométriques dans chacune des populations afin de réaliser des comparaisons spatiales et temporelles.

- Pour *P. pectinatus*:

Avec les données biométriques, pour chaque individu, les indices morphométriques tels que l'élongation (H/L), la compacité (E/L) et la convexité(E/H) ont été établis avec les différents paramètres biométriques précédents (voir Article1). Pour cette espèce, trois rapports ont été estimés:

-Le rapport poids de la chair fraîche sur la longueur L de la coquille:

$$P_{chf}/L$$

-Le rapport poids de la coquille sèche sur la longueur L de la coquille:

$$P_{coq}/L$$

-Le rapport de la chair sèche sur la longueur L de la coquille:

$$P_{sec}/L$$

- Pour *A.deflorata*:

Estimation des indices de conditions moyens des populations d'*A. deflorata* de 7 sites. Pour évaluer les indices de condition suivants :

- le rapport poids de la chair fraîche sur le poids total :

$$\frac{P_{chf}}{PT} \times 10^2 \quad (1)$$

- le rapport poids sec de la chair sur le poids total :

$$\frac{P_{sec}}{PT} \times 10^2 \quad (2) \text{ selon (Phernambucq et Vroonlan, 1983)}$$

- le rapport poids sec de la coquille sur le poids total :

$$\frac{P_{coq}}{PT} \times 10 \quad (3)$$

- le rapport poids sec de la chair sur le poids sec de la coquille:

$$\frac{P_{sec}}{P_{coq}} \times 10^4 \quad (4)$$

- le rapport poids sec de la chair sur la longueur L de la coquille:

$$\frac{P_{sec}}{L^3} \times 10^5 \quad (5) \text{ selon Beukema et De Bruin (1977) modifié par Bodoy et al., 1986; d'après Valli et al. (1995)}$$

- le rapport poids total sur la longueur L de la coquille:

$$\frac{PT}{L^3} \times 10^3 \quad (6)$$



- le rapport poids sec de la chair sur le volume inter-valvaire : l'indice de remplissage de la coquille

$$\frac{P_{sec}}{(PT - P_{coq})} \times 10^2 \quad (7)$$

selon (Lawrence et Scott, 1982) équivalent au rapport Psec/volume intervalvaire de Hopkins, 1949 ; Baird, 1958 ; Walne, 1970 ; Hickman et Illingworth, 1980 ; Whyte et Englar, 1982 ; Okumus et Stirling, 1998).

Selon Bodoy et al. 1986, les indices (1) et (2) fluctuent selon le cycle physiologique du bivalve et permettent d'avoir une estimation de sa condition à un moment de la mesure. Ils sont suffisants dans un contexte de production économique tandis que les indices (5), (6) et (7), plus sensibles, sont recommandés pour une étude comparative plus précise de la condition physiologique de chaque espèce. Les quotients (5), (6) et (7) ne sont pas influencés par la croissance des individus. La longueur rapportée en cube ( $L^3$ ) ayant une dimension de volume (Bodoy et al., 1986), les relations allométriques sont conservées lors de la croissance dans les quotients (5) et (6).

Le rapport du poids sec de chair sur le poids sec de coquille (4) reflète l'état physiologique (réserves énergétiques, croissance pondérale, stade de maturité des gamètes) des coquillages (Cambert, 2008). D'après Bodoy *et al.*, 1986, le rapport n°4 est relativement stable au sein de l'espèce. Le rapport du poids de la coquille sur le poids total (3) ne varie que lors de la croissance de la coquille et ce n'est pas un indice de condition physiologique (Bodoy *et al.*, 1986).

### **1.3.3.3. Traitements statistiques**

Les valeurs moyennes biométriques ou les indices sont comparés pour tenter de différencier les individus. Les distributions symétriques ont été comparées par analyse de la variance de chacun des indices. Auparavant, un test de l'homogénéité des variances (test F de Fisher–Snedecor) est réalisé, puis les indices moyens sont comparés par le test t de Student avec un degré de confiance de 95 %. Les distributions non symétriques ont été comparées par les tests de Mann-Whitney-Wilcoxon ou de Krustal-Wallis.

Pour étudier la croissance relative du poids de la coquille par rapport à sa longueur et comparer les populations, les relations allométriques d'équation  $y = ax^b$  (Le Cren, 1951) sont établis graphiquement (avec y représentant par exemple le poids et x étant par exemple, la longueur de la coquille). Les coefficients  $r^2$  (détermination) entre le poids et la longueur de la coquille sont déterminés graphiquement à l'aide du logiciel Xlstat.

Afin d'estimer a et b, les relations non linéaires ont été ajustées à une fonction linéaire selon Ricker, (1973) sous la forme  $Y = \ln(y) = \ln(a) + b \ln(x)$  (b = exposant d'allométrie ou la pente de la droite de régression). Les coefficients  $R^2$  (détermination) sont obtenus avec le niveau de signification (0,001). Pour vérifier que b obtenu est significativement différent de b = 1, un test de Student t est fait (= 0,05) (Sokal et Rohlf, 1987). Des tests (t de Student) de la corrélation de Pearson ou de Spearman (tests d'allométrie) ont été réalisés.

## 2. Résultats

### 2.1. Quelques paramètres biométriques d'*A. deflorata*

#### 2.1.1. Les relations allométriques

Les relations allométriques entre les Mt et Lt au sein de l'espèce *Asaphis deflorata* sont présentées dans les graphiques suivants (fig.II-17)

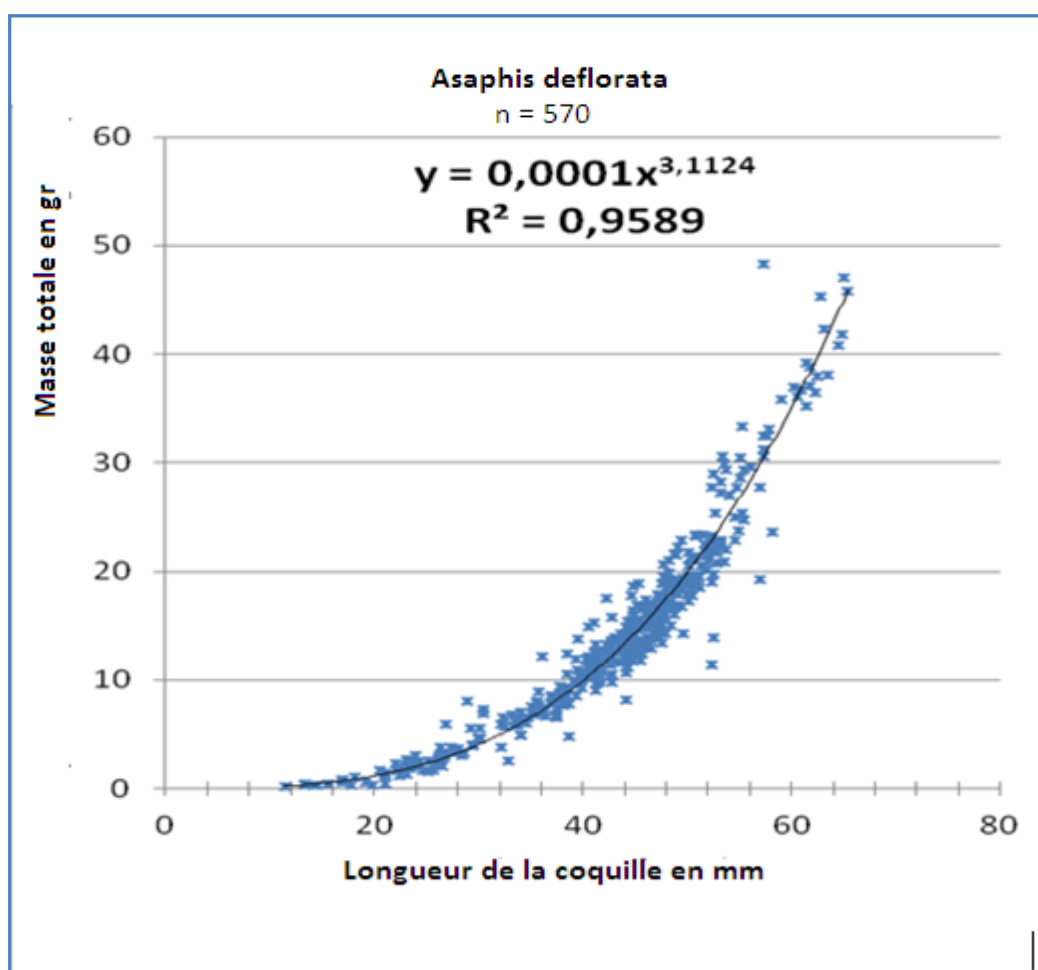


Figure II- 17 : Relations entre la masse totale et la longueur de la coquille (*A. deflorata*)

La relation entre la masse totale et la longueur de la coquille est :

$$Mt = 0,0001LT^{-3,11}$$

Cette relation allométrique est positive ( $b > 1$ ) et il y a une bonne corrélation positive ( $R^2 = 0,96$ ) entre la masse totale d'*A. deflorata* et sa longueur. Cela signifie que la croissance en longueur de la coquille est accompagnée d'une croissance trois fois plus importante de la masse totale ( $b = 3,11$ ).

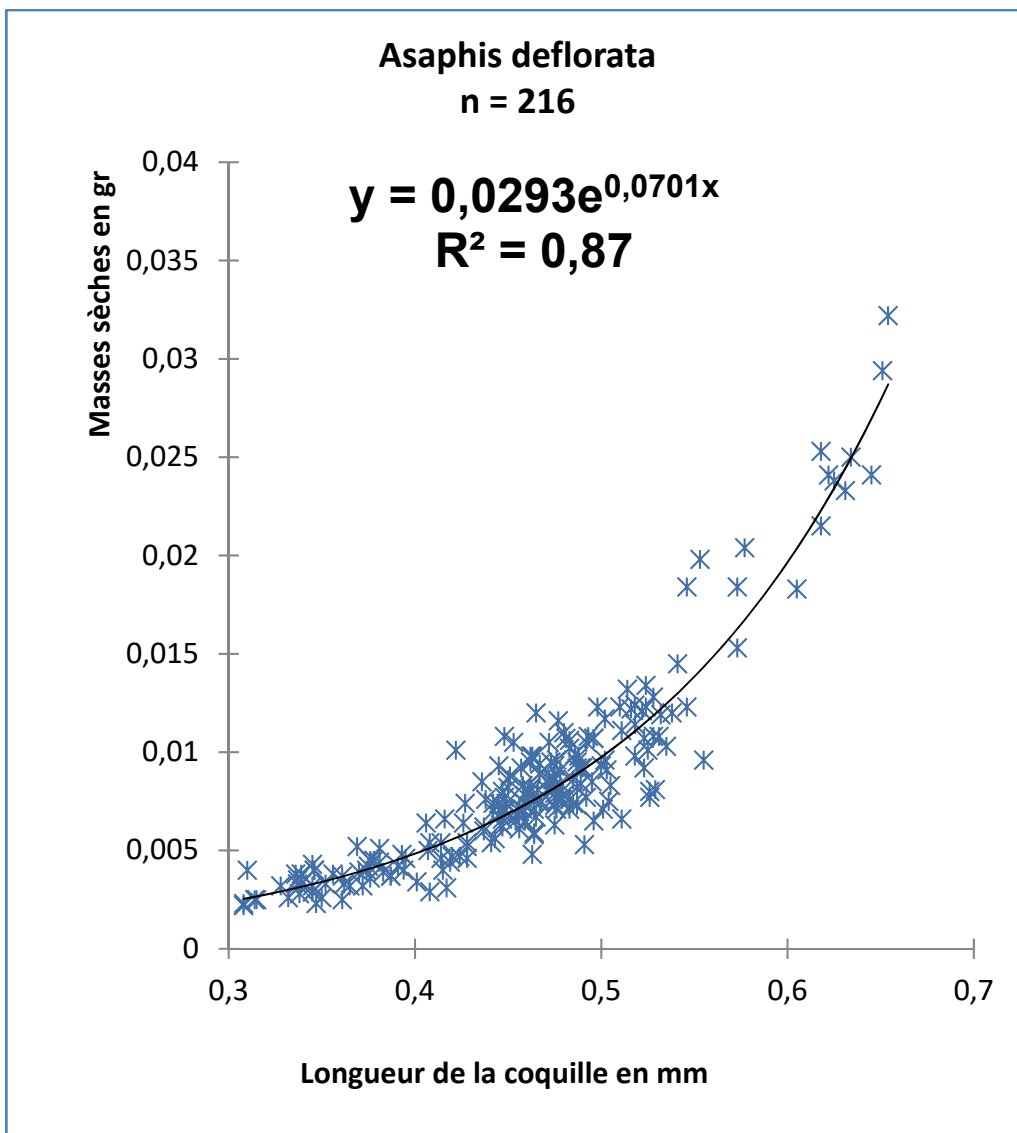


Figure II- 18 : Relations entre la masse de la chair sèche et la longueur de la coquille (*A. deflorata*).

La relation entre la masse sèche et la longueur de la coquille est :

$$M_{sec} = 0,0293e^{-0,070LT}$$

Le coefficient de Pearson étant 0,87 ( $p < 0,05$ ), les relations entre la masse sèche et la longueur de la coquille est significative. Le coefficient b étant proche de 1 (isométrie), la masse sèche croît progressivement avec la longueur de la coquille (fig.II-18).

### **2.1.2. Comparaison de plusieurs populations à une même période de l'année**

La comparaison des paramètres biométriques des échantillons récoltés au sein de différentes populations montre une certaine homogénéité. Cependant quelques différences sensibles existent. Pour choisir un indice de condition permettant d'évaluer la biomasse pêchée dans les différents sites, les indices des organismes provenant de différents sites sont reportés dans le tableau II-3.

Les graphiques (figure II-19) indiquent la plus grande sensibilité de l'indice de remplissage (IC1) pour évaluer la qualité des coquillages et mettre en évidence les différences intersites. En effet, les variations de cet indice selon les sites sont significativement différentes ( $p < 0,05$ ). Globalement, les individus présentant les indices les plus bas sont ceux de presqu'île (FrançoisPq) et de Sable blanc (RobertSB). Ceux qui possèdent la plus grande taille, la coquille la plus épaisse et le plus de chair sont ceux de Macabou (VauclinPM) (tabl. II-3).

Cependant, pour une taille donnée ceux du François-Presqu'île et de Robert SB (tab.II-4) ont une masse sèche inférieure à celle des autres.

Tableau II- 3: Comparaisons de rapports biométriques pour le mois d'octobre 2013. (IC1 = Pchsec/(PT-Pcoq)\*1000)

Oct 13	Vauclin PM	Vauclin Brg	Monnerot	François PQ	Mansarde	Robert SB	Robert Pointe-Rouge
N	36	35	38	36	37	43	45
Lmoyen en mm	52,65 ± 5,01	47,58 ± 2,35	48,54 ± 3,04	39 ± 4,18	47,34 ± 2,55	39,5 ± 6,25	45,1 ± 3,2
IC1	119 ± 12	112 ± 11,1	95,3 ± 11,1	86 ± 12,4	95,8 ± 11,2	77,1 ± 12	91,5 ± 12
PT/L <sup>3</sup> *1000	0,16 ±0,02	0,146 ± 0,03	0,151 ± 0,02 <sup>2</sup>	0,16 ± 0,02	0,16 ± 0,03	0,175 ±0,04	0,145 ± 0,04
Pchsec/L <sup>3</sup> * 100000	9,3 ± 1,2	8,0 ± 1,12	8,2 ± 1,2	7,4 ± 1,2	7,8 ± 1,7	7,0 ± 1,24	8,1 ± 1,2
Pchsec/PT*100	5,84 ± 1,1	5,49 ± 0,43	5,43 ±0, 53	4,83 ± 0,48	5,24 ± 0,5	3,79 ± 1,2	5,19 ± 1,1
Pcoq/PT*10	4,79 ±0,32	4,6 ± 0,2	4,3 ± 0,2	4,35 ± 0,4	4,45 ± 0,4	4,64 ± 0,5	4,28 ± 0,5

Tableau II- 4 : Comparaison d'un indice de masse sèche de plusieurs populations (LT moyenne de 47mm)

	Pointe-Rouge	RobertSB	Mansarde	François PQ	Fr.Monnerot	Vauclin Brg	Vauclin PM
Pchsec/ LT	0,018 ±0,003	0,011 ± 0,003	0,017 ± 0,003	0,011 ± 0,003	0,019 ± 0,002	0,018 ± 0,003	0,026 ± 0,01

La comparaison de l'indice (Pchsec/LT) montre des différences significatives ( $p < 0,0001$ ,  $\alpha = 0,05$ ) entre les sites du Vauclin, de Presqu'île (François PQ) et les autres sites du François. Mais il n'y a pas de différences significatives entre les autres sites (Pointe-Rouge, Vauclin Bourg, Mansarde et Monnerot).

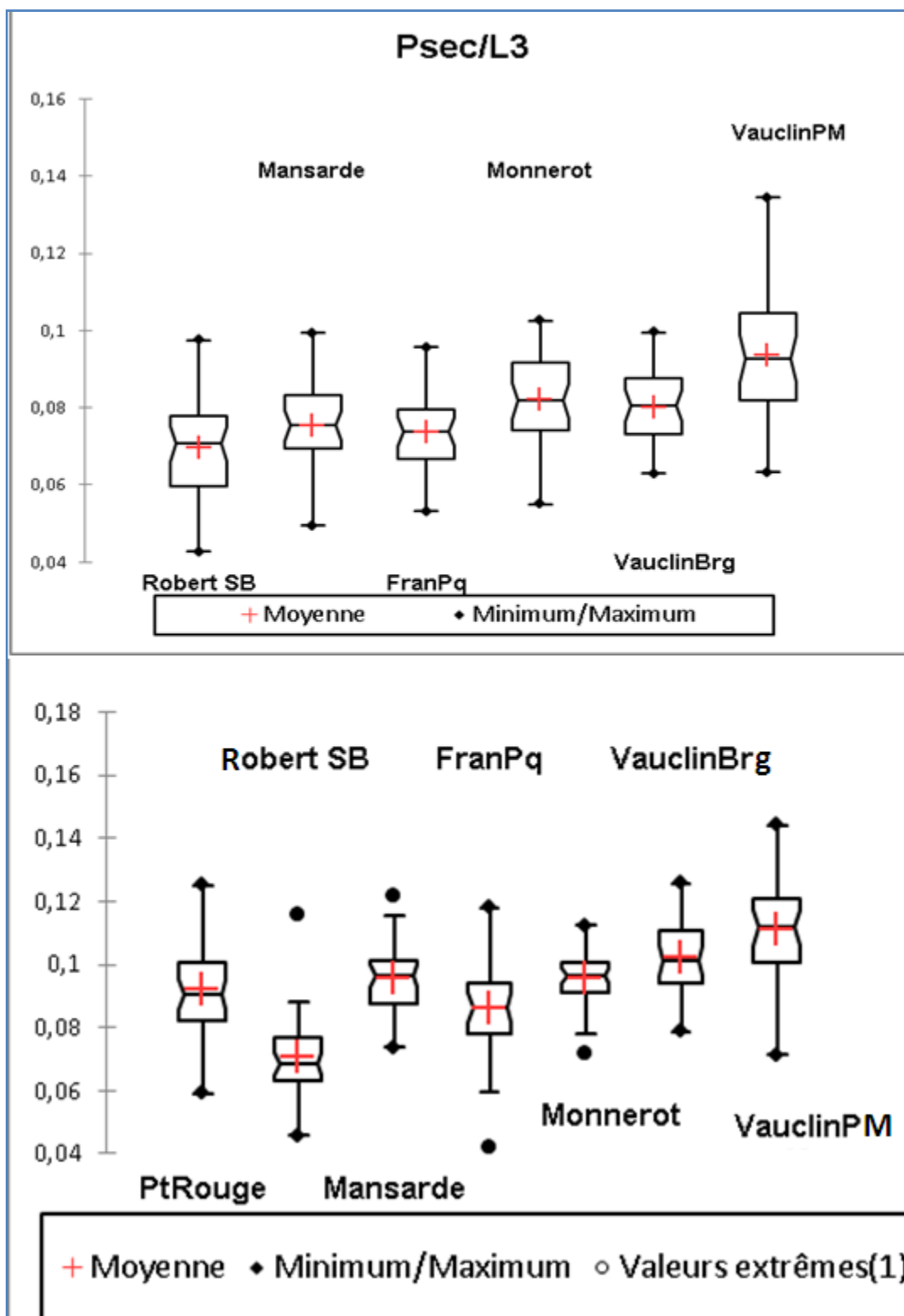


Figure II-19 : Comparaisons de la distribution des rapports biométriques de différentes populations d'*A. deflorata* le long de la côte atlantique en octobre 2013. PtRouge: pointe rouge ; SB : Sable blanc ;Pq : presqu'île ;Brg : bourg ;PM : petit macabou.

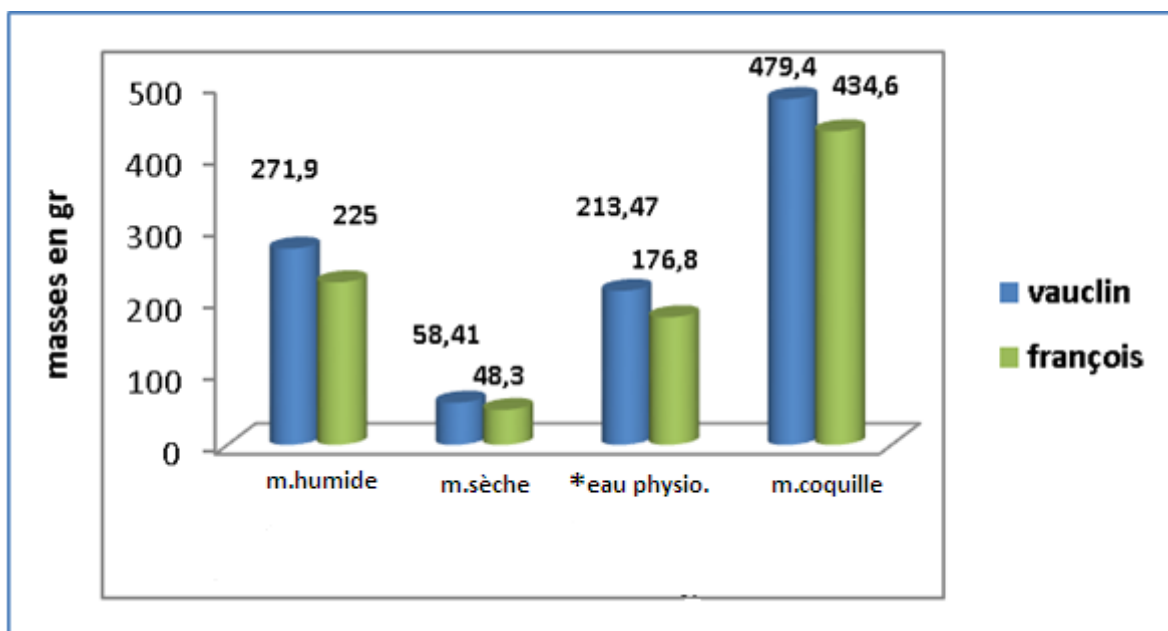


Figure II- 20 : Comparaisons des masses corporelles de deux échantillons d'*A. deflorata*. \*eau physiologique

Les sites de Vauclin et du François ont été regroupés et comparés (fig.II-20). On constate que les productions de chair et de coquille sont plus importantes au Vauclin qu'au François.



### 2.1.3. Comparaison des indices de remplissage à plusieurs époques de l'année

La comparaison des indices de condition ayant permis le choix de l'indice de remplissage de la coquille pour sa sensibilité à refléter les différences intergroupes, ce dernier a été utilisé pour estimer globalement les conditions physiologiques des bivalves du Vauclin (Macabou) et de François (Presqu'île) sur toute la période d'échantillonnage (fig.II-21).

Tableau II- 5 : Indices moyens de remplissage des bivalves du Vauclin et du François

Sites	IC1moyens
Vauclin PM (Macabou)	125,22 ± 14,2
François-Presqu'île	106,51 ± 18,3

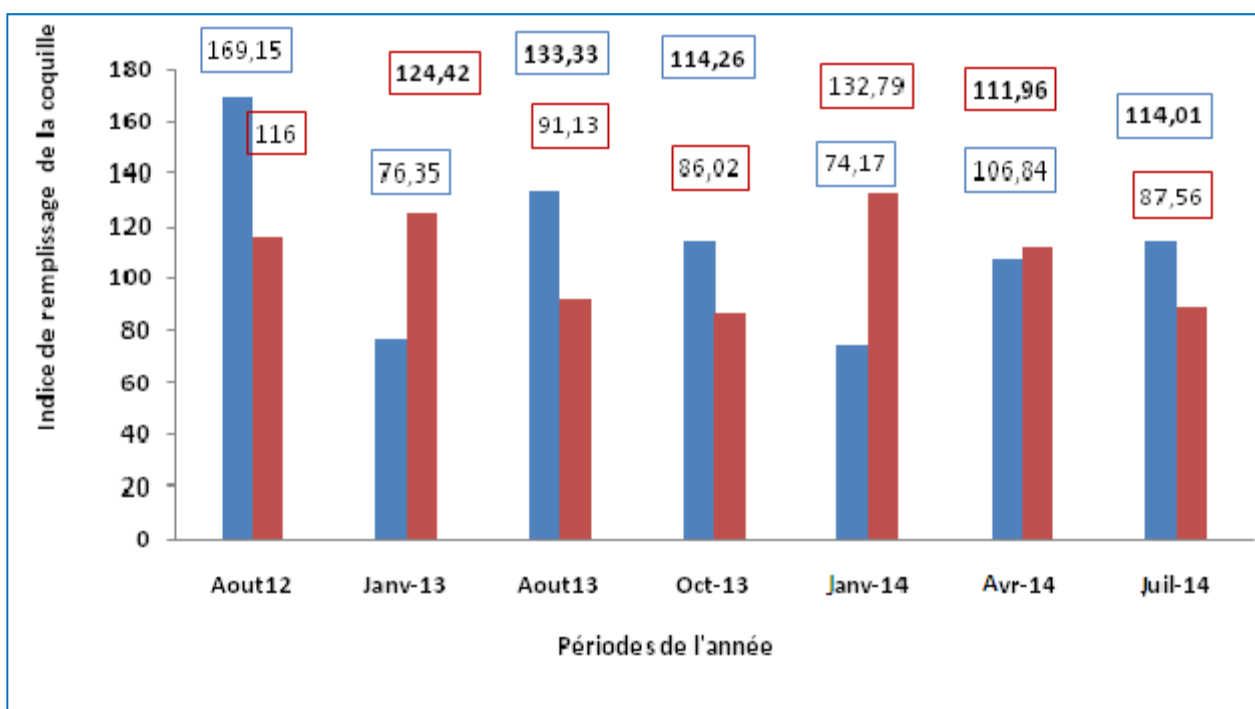


Figure II- 21 : Évolution saisonnière de l'indice de remplissage dans deux sites : Vauclin PM et François PQ

L'examen de ces données montre que globalement (tab.II-5) l'indice moyen de remplissage des coquillages du Vauclin PM ( $125,2 \pm 14,2$ ) est plus élevé que ceux du François-Presqu'île ( $106,5 \pm 18,3$ ). Sur l'année, l'indice moyen de remplissage des bivalves de Presqu'île n'évolue pas comme celui du Vauclin PM. Au François, les maxima d'IC1 sont mesurés en août 2012, Janvier 2014 et en Avril 2014 tandis qu'au Vauclin, ils le sont en avril, en juillet-août et en octobre.

## 2.2. Le cas de Sable Blanc

Une petite population de kankanfiens localisée sur une plage de Sable Blanc a été étudiée avant et après les arrivages de sargasses (fig.II-22).



Figure II- 22 : Localisation de la plage d'étude de Sable Blanc. Des sargasses sèches forment des amas en haut de plage.

## 2.2.1. Comparaisons des densités et des biomasses

On constate une chute de la densité et de la taille moyenne des individus (tabl.II-6). Par rapport à la population d'octobre 2013, la densité moyenne des individus *d'A. deflorata* par quadrat (0,25 m<sup>2</sup>) chute de 51 % en octobre 2014 et de 93 % en octobre 2015. En octobre 2014, la taille moyenne passe de 37 à 43 mm par rapport à octobre 2013 puis à 31 mm en 2015.

Tableau II- 6 : Évolution des paramètres de la population avant et après les échouages des sargasses. En rouge, les prélèvements ont été réalisés pendant la période d'échouements.

	Densité moyenne par m <sup>2</sup> de quadrat (ind/m <sup>2</sup> )	MT moyen (g)	Nmoy/ quadrat de 0,25m <sup>2</sup>	Lmoy en mm	Nombre de quadrat
<b>21 octobre 2013 avant les sargasses</b>	228	10,1 ± 4,1	57 ± 15,6	37,6 ± 5,7	5
<b>30 janvier 2014 hors échouements</b>	388	8,3 ± 4,7	97 ± 55,5	28,52 ± 10	4
<b>30 octobre 2014</b>	112	13,4 ± 3,3	28 ± 18,2	43,07 ± 3,3	4
<b>28 octobre 2015</b>	16	6,1 ± 2,86	4 ± 3,3	31,2 ± 6,3	5
<b>18 août 2018</b>	92,8	6 ± 3	23 ± 16,4	31,1 ± 4,9	5

La moyenne calculée par quadrat tient compte des quadrats vides.

## 2.2.2. La structure démographique et les dépôts de sargasses

L'âge des individus (T) a été calculé selon la formule de Prieto (2009) et mis en parallèle avec les histogrammes (fig.II-23). En 2013, les individus avaient entre environ 3 mois (15 mm) et 2 ans (55 mm). En 2014, ils avaient environ entre 6 mois (20 mm) et 2 ans. En 2015, il n'y a plus de classes de tailles dominantes dans la population (fig.II-23) et les plus âgés ont un peu plus d'an, tandis que les plus jeunes ont 3 mois.

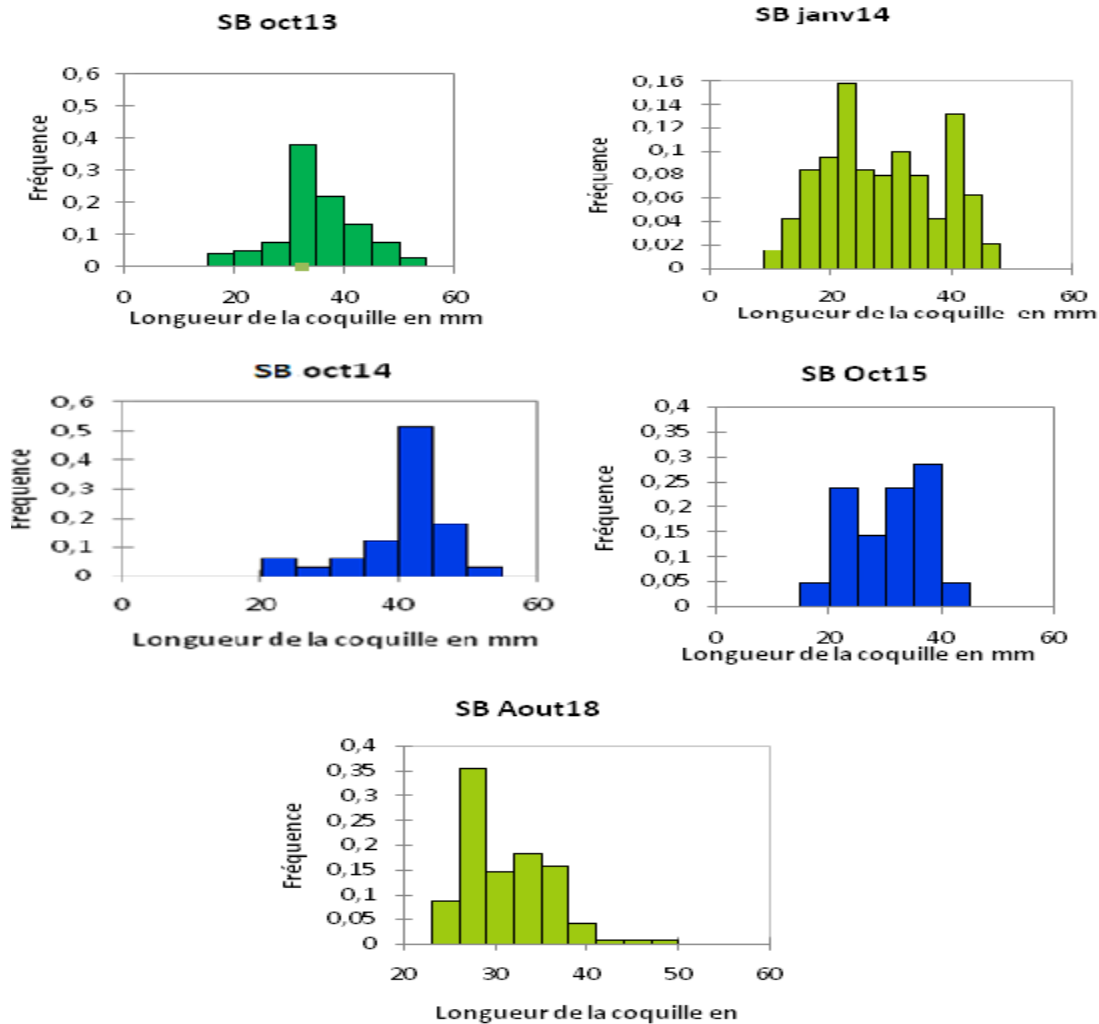
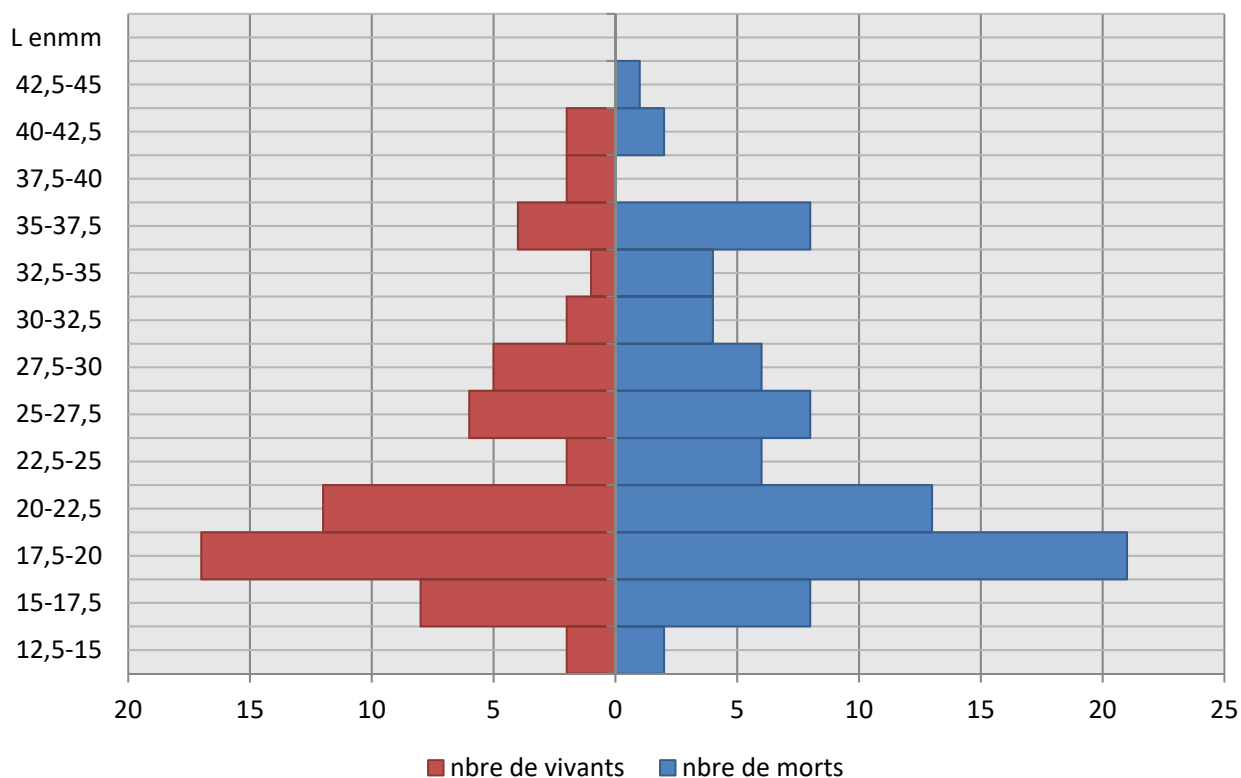


Figure II- 23 : Distributions des tailles au sein de la population au cours du temps.



**Figure II- 24 : Mortalité (81,31%) du bivalve *A. deflorata* selon la classe de taille en octobre 2015 à Sable Blanc (N = 107)**

En 2015, la mortalité est élevée (81,31 % des coquilles sur 5 quadrats). Toutes les classes d'âge (tailles) sont affectées par une mortalité importante (fig.II-24). La taille moyenne des coquilles des individus morts est  $23,5 \pm 7$  mm. L'évolution de la production de masse sèche a été comparée (fig.II-25) entre octobre 2013 et octobre 2015.

### 2.2.3. Comparaison de rapports biométriques

Le rapport Psec/Pcoq est plus élevé en 2015 qu'en 2013 mais les taux de remplissage de la coquille sont similaires en 2013 et 2015 (fig.II-25). Cependant, les individus n'ayant pas la même taille, ces rapports ont été comparés pour des échantillons de même taille (32 mm). On constate alors que les rapports de poids de chair sur le poids total sont supérieures en 2015 mais, que celle de la coquille (Pcoq/Pt) est plus faible (tabl.II-7).

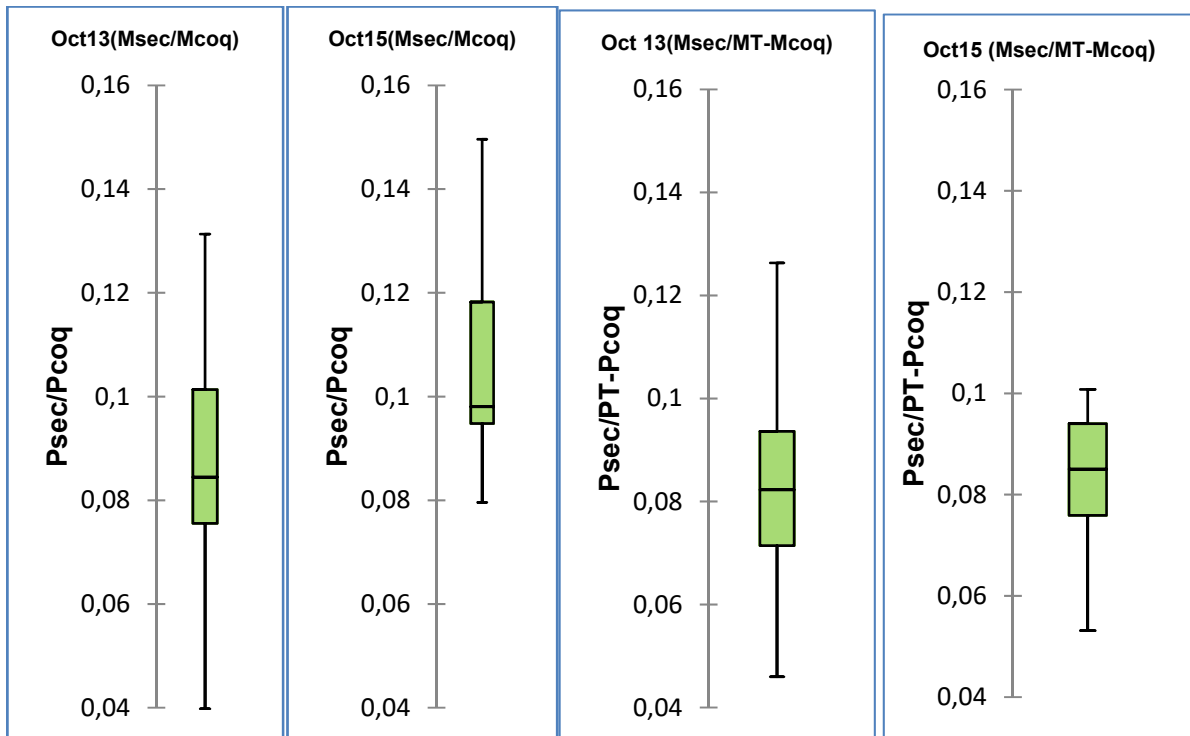
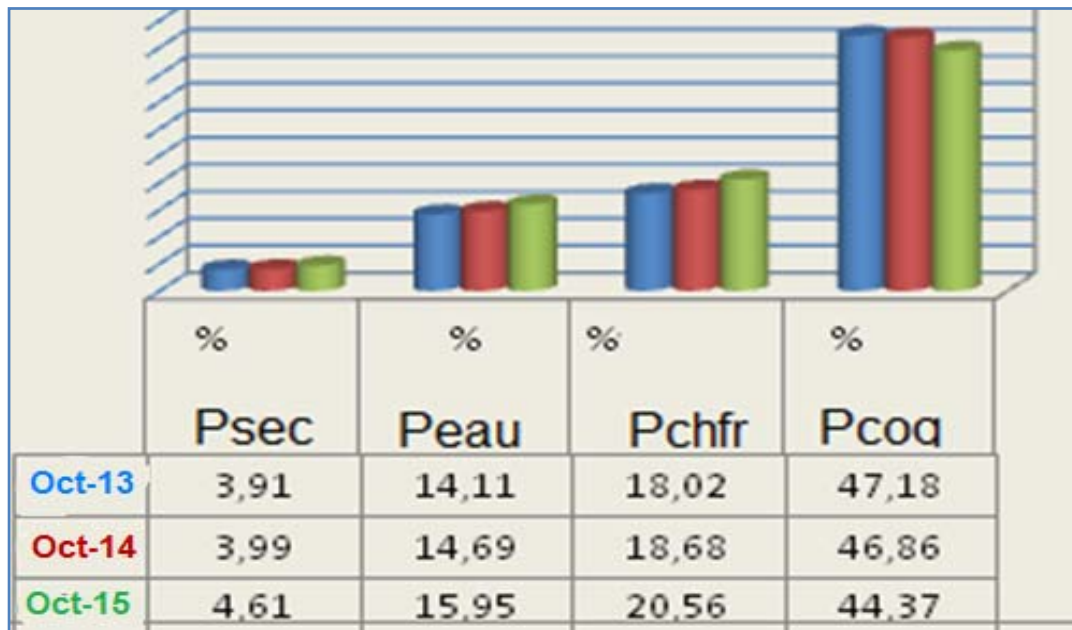


Figure II- 25 : Distributions de quelques indices en octobre (2013 et 2015) à S.blanc.

Tableau II- 7 : Comparaisons des poids corporels par rapport au poids total d'*A. deforata* (S blanc)



Pour ces individus de tailles moyennes (32 mm), la masse de la coquille est proportionnellement plus élevée en octobre 2013 et en 2014. Il y a une différence de poids de chair sèche de: +24,34 % entre octobre 2013 et octobre 2015.

Tableau II- 8 : Comparaisons d'indices biométriques en octobre 2013 et en octobre 2015 à S.blanc.

Date	Pcoq/L *10 (g.mm <sup>-1</sup> )	Psec/L*1000 (g.mm <sup>-1</sup> )	Phu/L*100 (g.mm <sup>-1</sup> )	PT/L*100 (g.mm <sup>-1</sup> )
Octo15	1,023 ± 0,4	9,8 ± 3,7	4,3 ± 3,5	20,7 ± 5,8
Octo13	1,2 ± 0,4	10,37 ± 13,2	4,9 ± 1,4	23,2 ± 7,2

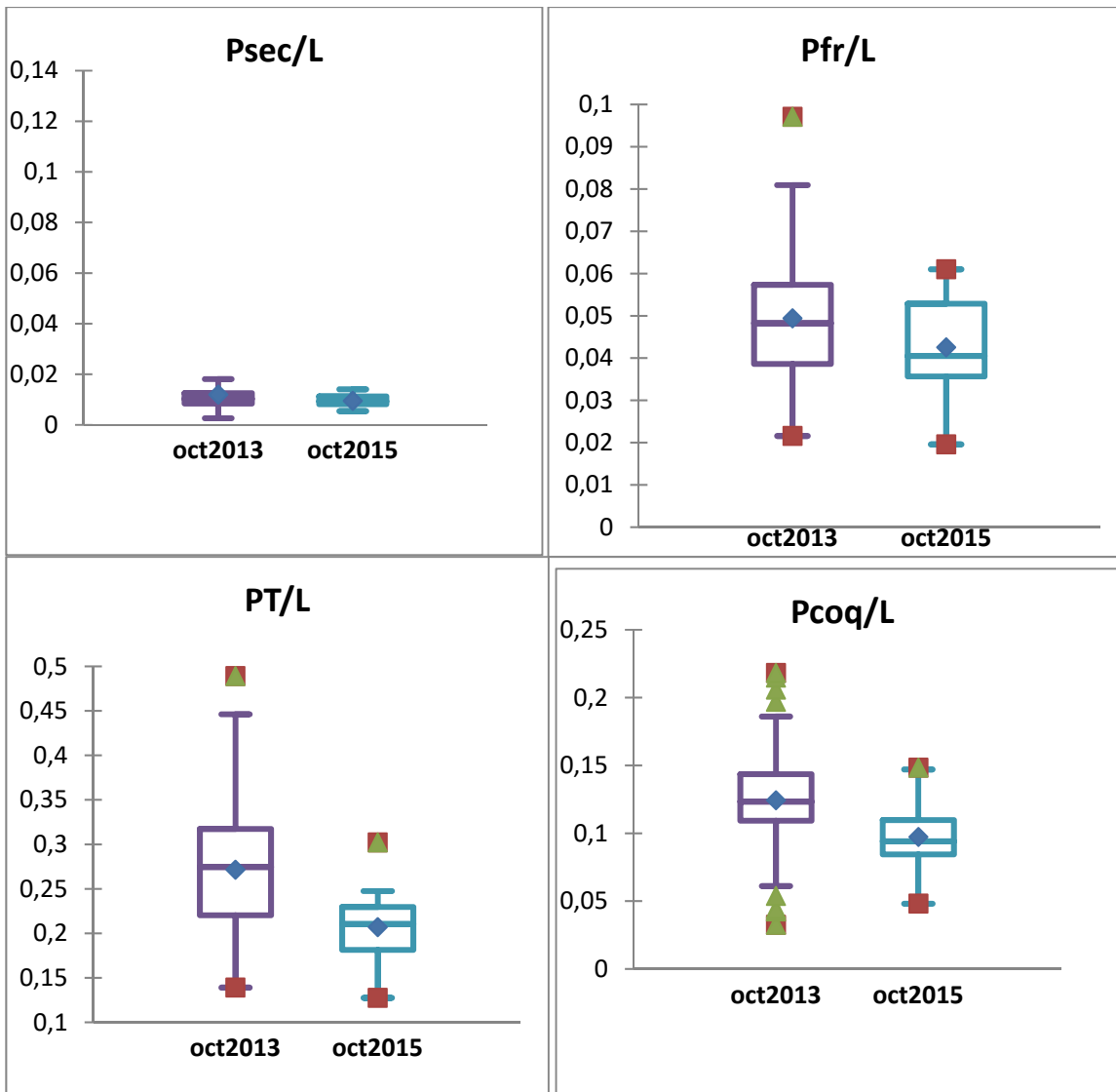


Figure II- 26 : Distributions des indices de croissance pondérale en octobre (2013 et 2015)

Par rapport à la longueur de la coquille, toutes les masses corporelles ont vu leur poids décroître en octobre 15 (tabl.II-8). Les différences ne sont pas significatives entre les poids de chairs (test U, p-value > 0,5) mais les poids de coquilles et totaux (fig.II-26) sont significativement plus élevés en 2013 qu'en 2015 (test-U, p-value = respectivement 0,001; 0,003). On constate une dissymétrie plus (Pfr/L) ou moins (PT/L) importante des distributions en 2015, contrairement à 2013.



## 2.3. Quelques données sur la bio-écologie des principales espèces en Martinique

### 2.3.1. Caractéristiques écologiques d'*Asaphis deflorata*

En Martinique, l'espèce est connue pour son abondance sur la côte atlantique où elle forme normalement des bancs denses mais est présente de façon éparse sur la côte méridionale. L'espèce occupe trois micro-habitats en Martinique. Elle vit enfouie en zone intertidale haute à moyenne sur les plages de graviers bordées par des fonds coralliens, dans les interstices rocheux le long des côtes ou dans des plaques de graviers et de sable coquillier constituées par des bancs de calcaires récifaux (ex : Diamant, Marin). Quelques caractéristiques des individus provenant de deux micro-habitats ont été notées. Les échantillons ont été comparés dans le tableau II-9.

Dans tous les cas, la présence d'une mangrove a été notée à proximité. L'espèce ne vit pas exactement dans les marais de mangroves mais dans les abords.

**Tableau II- 9 : Caractéristiques des micro-habitants du Kankanfian au Vauclin (2013)**

Plages : graviers, sables grossiers et fins pH = 8,88, T°eau = 28.4°C	Lmin : 25,5 mm Lmax : 60,8 mm	N = 38
Rochers : roches, graviers et sables fins milieu agité pH = 8,90, T° eau = 27.9°C	Lmin : 30,8 mm Lmax : 56,1 mm	N = 49

Sur les plages, parmi les espèces accompagnatrices d'*Asaphis deflorata*, figurent les puces de mer (talitres), les crabes, les petits gastéropodes parfois très nombreux, des annélides, des stomatopodes (crevettes-mantes) et dans les laisses de mer, des petites crevettes et quelques fois des petits poissons. Il n'y a qu'un seul bivalve, la *veneridae*, *Prothaca granulata* qui vit également dans la zone de balancement des marées.

Cette dernière avec son siphon inhalant court, ne s'enfonce que légèrement dans le sédiment (2-3 cm) et n'occupe uniquement que le bas de la zone intertidale. Sur la plage, deux prédateurs d'*A. deflorata* sont: une annélide non identifiée et un gastéropode (*Voluta musica*). Endogée, sa profondeur d'enfouissement (3 cm-15 cm de profondeur) dépend de la composition des strates sédimentaires. La présence d'une zone suboxique à sédiment fin et vaseux sous le sable grossier semble nécessaire à son implantation, sur les plages ou entre et sous les roches.

Sur tous les sites, sauf les sites surexploités (Vauclin), les populations d'*A. deflorata* sont plus nombreuses en haut de plage qu'en bas. Parallèlement, la densité de l'espèce accompagnatrice, la *Veneridae P. granulata* est plus grande en bas de plage qu'en haut de plage et cette dernière s'enfonce moins en profondeur (5 cm) qu'*Asaphis* (10 à 15 cm).

### 2.3.2. Variations morphologiques de la coquille de *L. pectinata* (*P. pectinatus*)

**Publication 1: Article: Morphological variations of the shell of the bivalve *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791)**

#### ▪ **Résumé :**

L'espèce *Lucina pectinata* (Gmelin 1791) est nommée en Martinique, "palourde de vase, palourde blanche ou de mangles" par les pêcheurs de bivalves selon le milieu de récolte. En effet, les individus collectés ont des différences au niveau de la forme, la couleur de la coquille. L'hypothèse est que la forme de la coquille de *L.pectinata* (*P.pectinatus*) présente des variations significatives d'une population à une autre.

Cet article se propose de vérifier cette hypothèse grâce à une étude morphométrique simple. La comparaison de la forme de la coquille des individus issus de populations différentes, a été faite à partir des prélèvements effectués dans quatre sites différents.

Des mensurations classiques (longueur (L), largeur ou épaisseur (E) et hauteur (H) ont été prises et des indices morphométriques (L/H; L/E; E/H) ont été établis. Ces indices de forme sont significativement différents entre les différentes populations. Ce polymorphisme intraspécifique de la forme de la coquille de *P.pectinatus* pourrait être en relation avec la nature du sédiment (granulométrie, densité, dureté) et/ou la prédation. Les coquilles sont significativement plus étirées dans un sédiment vaseux meuble que dans un sédiment vaseux dur ou riche en argile. Elles sont significativement plus convexes dans les milieux saumâtres probablement en raison de la présence de prédateurs plus spécialisés ou de sédiments plus vaseux.



## Morphological variations of the shell of the bivalve *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791)

Emma MODESTIN  
PhD of Biogeography, zoology and Ecology  
University of the French Antilles, UMR AREA DEV  
emma.modestin@laposte.net

### **ABSTRACT**

In Martinique, the species *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791) is called "mud clam, white clam or mangrove clam" by bivalve fishermen depending on the harvesting environment. Indeed, the individuals collected have differences as regards the shape and colour of the shell. The hypothesis is that the shape of the shell of *L. pectinata* (*P. pectinatus*) shows significant variations from one population to another. This paper intends to verify this hypothesis by means of a simple morphometric study. The comparison of the shape of the shell of individuals from different populations was done based on samples taken at four different sites. The standard measurements (length (L), width or thickness (E - épaisseur) and height (H)) were taken and the morphometric indices (L/H; L/E; E/H) were established. These indices of shape differ significantly among the various populations. This intraspecific polymorphism of the shape of the shell of *P. pectinatus* could be related to the nature of the sediment (granulometry, density, hardness) and/or the predation. The shells are significantly more elongated in a loose muddy sediment than in a hard muddy sediment or one rich in clay. They are significantly more convex in brackish environments and this is probably due to the presence of more specialised predators or of more muddy sediments.

### **Keywords**

Keywords: *Lucina pectinata*, bivalve, polymorphism of shape of shell, ecology, mangrove swamp, French Antilles.

### **Academic Discipline and Sub-Disciplines**

Ecology, zoology

### **SUBJECT CLASSIFICATION**

Bivalve ecology

### **TYPE (METHOD/APPROACH)**

Experimental

MODESTIN, E. (2017). *J. Adv. Biol.*, 1, 2092-2107.

- 
-

- **Résultats principaux**

Au total, 569 coquilles ont été exploitées pour cette étude (tabl.II-10). Les longueurs minimale et maximale sont respectivement de 28,2 mm et 81,2 mm. Les mensurations moyennes sont : Longueur =  $56,15 \pm 8,35$  mm, Hauteur =  $50,1 \pm 3,15$  mm et Epaisseur =  $26,0 \pm 2,8$  mm.

**Tableau II- 10 : Indices morphométriques moyens et facteurs du milieu**

Type/Origine	Sédiment	Salinité moy	N	Lmoy en mm	E/Hmoy *100	H/Lmoy *100	E/Lmoy *100
P.blanches			205	$59,7 \pm 6,5$	$51,3 \pm 3,8$	$89,8 \pm 3,7$	$46,1 \pm 3,9$
P. orangées			193	$52,8 \pm 6,3$	$49,4 \pm 4,2$	$88,6 \pm 3,7$	$43,8 \pm 4,4$
Céron Mangrove (CMangr)	Vase limono-argilo-sableuse	37,5	59	$53,1 \pm 6,2$	$51,2 \pm 4,3$	$90,6 \pm 3,5$	$46,4 \pm 4,3$
Céron Bassin	Vase sableuse	42,6	43	$51,3 \pm 11$	$48,5 \pm 4,5$	$87 \pm 3,5$	$42,2 \pm 3,6$
Trois-Rivières	Vase sablo-argileuse lourde	31,5	22	45,9	$49,1 \pm 4,2$	$90,4 \pm 2,8$	$44,4 \pm 4,04$
Meunier Habitat A (lagune)	Vase argilo-sableuse	39,5	17	51,8	$53,9 \pm 2,02$	$86,5 \pm 4,8$	$46,6 \pm 2,42$
Meunier Habitat B (mangrove)	Argile sablo-vaseuse	38,3	18	52,2	$50,6 \pm 4,2$	$88,9 \pm 5,3$	$45,2 \pm 7,4$
Vauclin	Sable grossier riche en éléments biogéniques	33	12	71,2	$51,5 \pm 2,2$	$88,8 \pm 1,8$	$45,7 \pm 2,32$
Ensemble des échantillons			569	$56,1 \pm 8,5$	$50,5 \pm 4,04$	$88,8 \pm 3,95$	$45,7 \pm 4$

Les caractéristiques des milieux, les tailles (L) et les rapports moyens H/L (élongation), E/L (compacité) et E/H (convexité) des coquilles selon leur couleur ou leur origine sont regroupées dans le tableau n°II-10 et les différents indices de la forme de la coquille selon les échantillons sont reportés dans la figure II-27.

Les indices moyens des coquilles blanches sont supérieurs à ceux des coquilles orangées. Les coquilles des palourdes collectées à Céron entre les racines de *rhizophora mangle* (site CMangr) ont des indices plus élevés que celles qui ont été récoltées dans le site CBassin. Ces dernières ont les indices les plus faibles de tous les échantillons. Le site Meunier-Lagune présente les indices moyens de convexité et de compacité les plus élevés, associés à un indice d'élongation relativement faible. Les autres coquilles ont des valeurs proches de celles de CMangr et des blanches du restaurant. (Voir l'article N°1 d'autres précisions et pour les discussions).

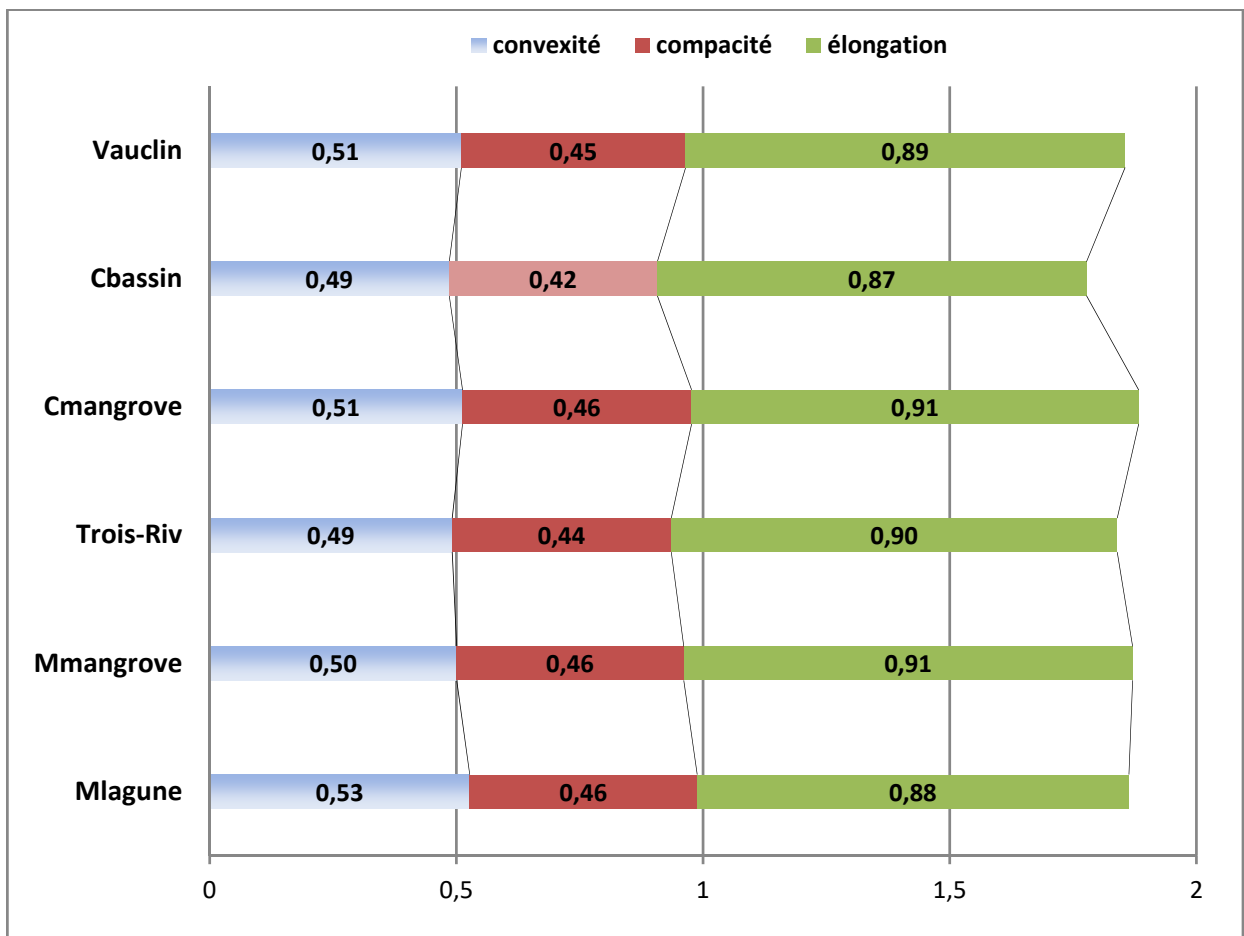


Figure II- 27 : Différents indices de la forme de la coquille selon les échantillons de *P. pectinatus*.

## Conclusions de l'article

La diversité morphologique de la coquille de *L. pectinata* est confirmée par cette étude. Les indices moyens des coquilles blanches et des coquilles orangées sont significativement différents. D'autre part, les indices moyens des échantillons de terrain montrent des différences faibles mais significatives entre elles. Les coquilles orangées et blanches semblent avoir été collectées, en majorité dans le site de Céron. Ce polymorphisme intraspécifique de la forme de la coquille de *L. pectinata* pourrait être en relation avec la granulométrie et/ou la densité du sédiment. L'indice d'élongation de *L. pectinata* pourrait être influencé par les caractéristiques du substrat. Les coquilles sont significativement plus étirées dans la vase sableuse fine (Céron-Bassin et Meunier-Lagune) que dans le sable vaseux grossier (Vauclin) ou la vase argileuse sableuse (Céron RH et Trois-Rivières) ou la vase sableuse durcie par les racines de palétuviers (Meunier-Mangrove). L'indice de convexité pourrait avoir un lien avec la pression de prédation. Pour vérifier ces hypothèses, il faudrait réaliser une analyse granulométrique.

Dans le but de confirmer le polymorphisme de la coquille de cette espèce, les mesures conventionnelles linéaires pourraient être complétées d'une part par des méthodes géométriques plus complexes. Par exemple, Palmer *et al.* (2004), Rajaei *et al.* (2014) et Krapivka *et al.* (2007) ont utilisé l'analyse de Fourier elliptique pour comparer la forme de la coquille de bivalves. Des repères pris à l'intérieur des valves pourraient être pris. L'empreinte du muscle adducteur antérieur est utilisée dans les descriptions taxonomiques des *Lucinidae* par certains auteurs (voir Anderson, 2014 et les auteurs cités par lui). Les proportions de cette empreinte pourraient varier avec celles de la coquille et permettre une comparaison interspécifique. Une analyse génétique pourrait être menée pour vérifier le polymorphisme allélique inter-populationnel sachant que *L. pectinata* peut se lier à plusieurs variants de symbiotes bactériens (Doty, 2015).

## 2. Discussions

### 3.1. Sur la distribution, la morphologie et le mode de vie des espèces

#### 3.1.1. Le cas de *P. pectinatus*

*L. pectinata* (*P. pectinatus*) vit dans deux types d'habitats : au niveau des racines de palétuviers et dans les sédiments situés sur la frange marine des mangroves (fig. II-28). Rondinelli et Barros (2010) ont aussi identifié, comme nous, les deux habitats de l'espèce et pense que la moindre accessibilité de la ressource au niveau des racines de palétuviers contribue à permettre le renouvellement de l'espèce.

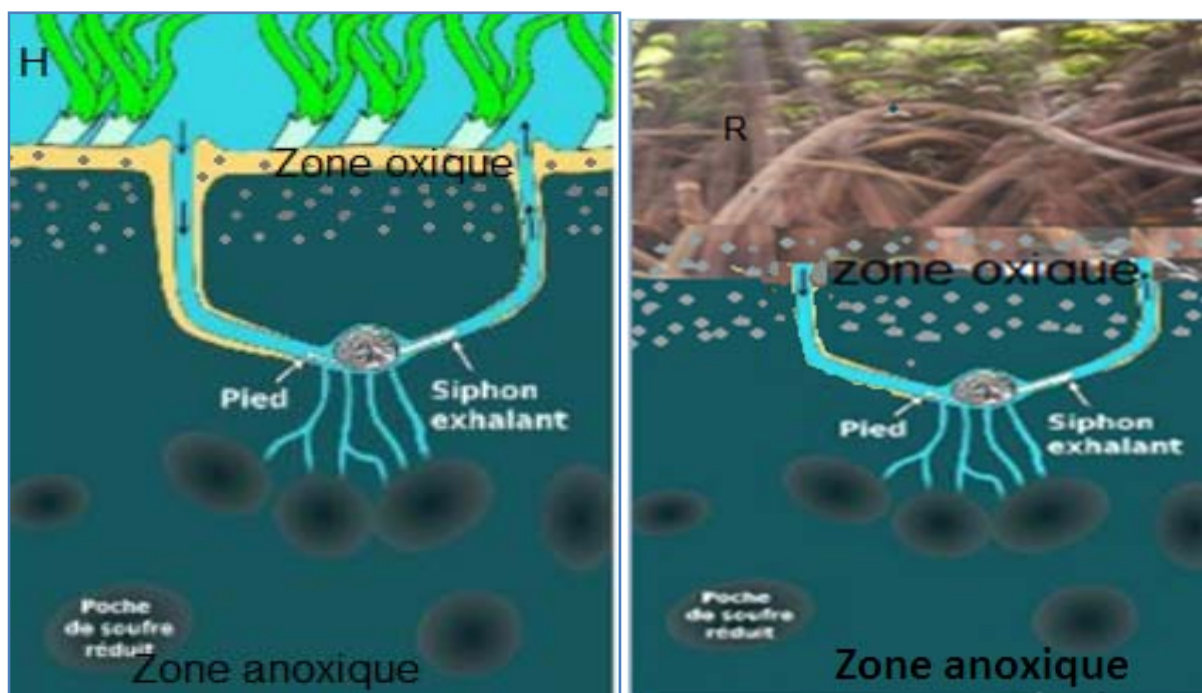


Figure II- 28 : Schémas représentant les deux types d'habitats de *P. pectinatus* (. (a) dans la frange marine H : herbiers, (b) près des racines de *R. mangle* (R) d'après Elisabeth, 2011 modifié)



Il a été constaté en effet, une récolte plus difficile des palourdes au niveau des racines (chapitre I).

Des différences semblent exister dans la forme et la couleur de la coquille de ce bivalve selon son habitat (voir article 1). Les coquilles prélevées au niveau des racines de palétuviers paraissent plus blanches et plus bombées que celles collectées en bordure de mangrove. En effet, les individus de cette espèce qui vivent dans les sédiments situés au niveau des racines de palétuviers, possèdent une coquille plus épaisse, plus bombée et plus érodée. Leur coquille est aussi plus lourde ( $P_{coq/l} = 0,28 \pm 0,1$  g) que celle des individus qui vivent dans la frange marine ( $P_{coq/l} = 0,21 \pm 0,1$  g) (tabl.II-11).

**Tableau II- 11 : Caractéristiques biométriques des palourdes de la mangrove de Céron (n.i : non calculé)**

Moyenne + Écart-type	Pcoq (g)	Psec(g)	Pchf(g)	L(mm)	Psec/L	Pchf/L	Pcoq/L
Palourde (vase) n = 83	11,24 ± 7	1,2 ± 0,59	6,25 ± 3,5	50,9 ± 8,96	0,022 ± 0,01	0,12 ± 0,05	0,21 ± 0,1
Palourde (mangles) n = 35	14,5 ± 5,9	1,34 ± 0,45	5,23 ± 2,1	51,6 ± 5	0,023 ± 0,06	0,10 ± 0,03	0,28 ± 0,09

Morton (1973, 1976) indique chez le bivalve *Geloina sp* qui vit dans les mangroves indo-pacifiques, une coquille très épaisse souvent érodée mais la présence d'une coquille fine pour les espèces (ex : *Laternula sp*) vivant sur la frange marine.

Plusieurs auteurs ont signalé des coquilles érodées chez les espèces d'eaux saumâtres. Selon Vermeij (1984), l'acidité des sédiments de mangroves a tendance à dissoudre légèrement les coquilles et effacer les stries de croissance. Les pH mesurés (n = 20) dans l'eau des mangroves variaient entre 8,04 et 8,7 selon le lieu et le moment de l'année mais nous n'avons pas suffisamment mesuré (7,6; n = 3) ce paramètre dans les sédiments.

La coquille des bivalves est constituée majoritairement (99 à 95 %) de carbonate de calcium pouvant être sous forme de calcite ou/et d'aragonite et d'environ 1 à 5 % de matières organiques (Boggild, 1930; Hare et Abelson, 1965; Goffinet et Jeuniaux, 1979; Marin et Luquet, 2004; Hennebelle, 1975; Jacob *et al.*, 2008).

Chez *P. pectinatus*, la coquille, étant constituée uniquement d'aragonite (Guelorget *et al.*, 1990), serait plus sensible à la dissolution.

La distribution des longueurs est normale et légèrement asymétrique (fig.II-28) et 75 % des individus ont une longueur de coquille comprise entre 29,9 et 56 mm. Au Brésil, Rondinelli et Barros (2010) trouvent à peu près le même type de distribution de fréquence légèrement asymétrique pour les longueurs mais avec des individus de plus petites tailles car 74,3 % des individus mesuraient entre 34 et 46 mm.

La relation allométrique (fig.II-29, tabl.II-12) entre le poids de chair et la longueur de la coquille est similaire à celle trouvée par Silva (2016) au Brésil.

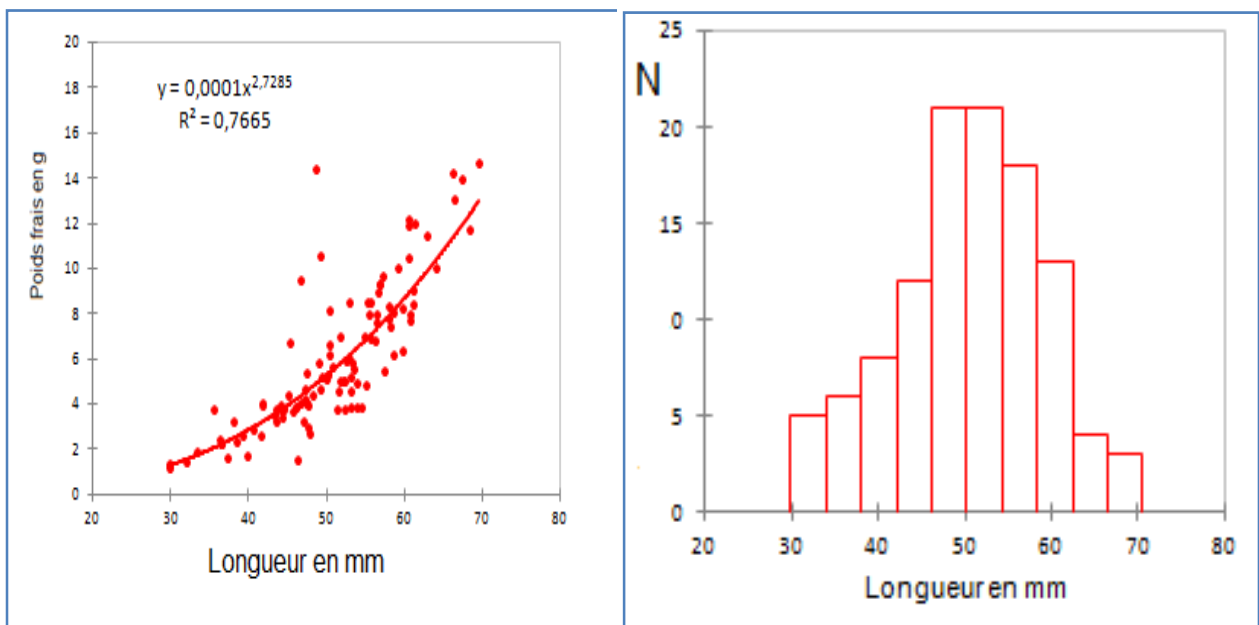


Figure II- 29 : Distribution : (a) des poids frais en fonction de la longueur de la coquille ; (b) des classes de longueur de la coquille de *P. pectinatus* dans la mangrove de Céron (Diamant, Martinique).

**Tableau II- 12 : *P. pectinatus*. Comparaisons des relations poids-taille (longueur) avec la bibliographie.**

Mangrove de Céron Martinique	<p><b>Pfr = 0,0001Lt<sup>2,728</sup></b></p> <p><b>(R<sup>2</sup> = 0,77) n = 118</b></p> <p><b>Psec = -1,83 + 5,85E-02*Lt</b></p> <p><b>(R<sup>2</sup> = 0,71) n = 83</b></p> <p><b>L min = 29,9 mm</b></p> <p><b>Lmax = 72 mm; (81 mm autres lieux)</b></p>	Cette étude
Mangrove de Bahia Brésil	<p><b>Pfr = 0,0002Lt<sup>2,6436</sup> ;</b></p> <p><b>L moy = 36,86 ± 4,93 mm</b></p> <p><b>L max = 78 mm</b></p>	<p>Silva, 2016</p> <p>Rlos ,1994</p>

### **3.1.2. Le cas d'*A. deflorata***

La distribution d'*A. deflorata* en Martinique est similaire à celle trouvée par des auteurs au Bahamas (Abbott ,1974; Berg et Alatalo, 1985), au Venezuela (Prieto *et al.*, 2005, 2008; 2009) et au Mexique (Cárdenas, 2001). Elle a été échantillonnée sur les plages et dans les fonds à sédiments grossiers à moyens (sables, graviers, cailloux, blocs) riches en vase et en matières organiques. L'espèce est plus abondante dans les sédiments grossiers de plages en zone subtidale ou intertidale mais on la retrouve de façon éparse dans les graviers situés en bordure de mangrove ou comme le signale Cárdenas (2001), dans les sédiments sableux riches en fragments de coquilles et de coraux.

Cette espèce avait été signalée en bordure de mangrove par d'autres auteurs tels que Berg et Alatalo (1985). Dans ces derniers biotopes, elle ne forme pas de bancs détectables et est accompagnée par plusieurs autres espèces de bivalves, en particulier par des arcidées. Au vu de ses conditions de milieu, cette espèce semble supporter une vaste gamme de salinité (de 24 à 36 ‰, selon Berg et Alatalo, 1985 et 32 (octobre) à 38 ‰ (avril) au cours de notre étude).

Comme l'observe Rajagopa (1970), la plupart des bivalves retrouvés dans les mangroves ne sont pas spécialisés ou adaptés à cet écosystème. Dans les franges de vase, ils profitent de la richesse en nutriments présents dans la colonne d'eau (Macnae, 1963).

### 3.2. Sur les paramètres biométriques

La croissance d'*Asaphis deflorata* dépend de la longueur de la coquille car il y a une forte corrélation positive ( $r^2 = 0,96$ ) entre la longueur de la coquille et la masse totale humide. Celle-ci croît avec la longueur de la coquille qu'en Martinique ( $b = 3,11$ ). Prieto et al. (2009) trouve une relation similaire au Venezuela (tabl.II-13., tabl II-14) avec un coefficient de croissance proche ( $b = 2,8$ ).

**Tableau II- 13 : *Asaphis deflorata*. Comparaison des relations allométriques avec les données de la bibliographie.**

Relations	Lieu	Référence
$Mt = 0,0001 * L^{3,11} (R^2 = 0,96)$	Martinique	Cette étude
$Mt = 0.0003 * L^{2,806} (R^2 = 0,93)$ $\text{Log}_{10} * Ms = 4,218 + 2,28 * \text{Log}_{10} * L$ ( $R^2 = 0,91$ )	Venezuela	Prieto <i>et al</i> , 2008 Prieto <i>et al</i> , 2009

Une forte corrélation entre la longueur de la coquille et la masse totale humide signifie que la longueur de la coquille est un bon indice de sa croissance (Hilbisch, 1986).

La comparaison des paramètres biométriques des échantillons récoltés au sein de différentes populations montre quelques différences liées à la saison. En octobre 2013, on constate que plus les populations sont proches géographiquement plus les rapports sont proches (à l'exception de François-Presqu'île). En réalité, au sein d'une même espèce, les paramètres biométriques dépendent de la population, de la classe d'âge, de la période de reproduction, de la période de l'année (cycle biologique), de la croissance et des réactions physiologiques liées aux stress (par ex: Pellerin-Massicote, 1991; Prieto *et al.*, 2008 et 2009; Berg et Alatalo, 1985).

**Tableau II- 14 : *Asaphis deflorata*. Comparaison des relations poids-taille avec les données de la bibliographie.**

En %	Psecchair/PT	Pchf/PT	Pcoq/PT*	référence
Martinique	7,58	35,3	64,7	Cette étude
Bahamas	5-6	26-36	74	Berg et Alatalo,1985

Pour Pellerin-Massicote (1991), la mesure de l'indice de condition (Pchfr/PT) au fil des mois reflète la croissance de l'organisme chez la Myidae (*Mya arenaria*) et le poids sec diminue car les réserves de matières organiques diminuent après la ponte, et la gamétogenèse s'accompagne d'une augmentation du poids de la chair. Selon Baird, 1958 le rapport Psec/Pt diminue après la ponte des bivalves.

Comme chez tous les bivalves, les indices de condition (Psec/ PT, Phu/Pt) et le taux de remplissage de la coquille croissent lors de la croissance somatique et durant la gamétogenèse chez *A.deflorata*. Le suivi de l'évolution mensuelle du poids sec ou notamment l'indice de remplissage (IC1) ainsi que l'observation de l'état de maturité des gonades peuvent permettre de repérer ces périodes.

L'évolution de l'IC1 chez deux populations à plusieurs époques de l'année montre des différences (fig.II-22). Les indices IC1 des échantillons de Vauclin PM sont plus élevés en juillet, août et octobre que ceux du François (Fpq). Cette dernière population a un IC1 plus élevé en janvier.

Les individus du Vauclin avaient des gonades bien développés en octobre et tandis que ceux des individus du François qui étaient à peine visibles en octobre, étaient très développés en janvier. En effet, sur les 35 bivalves du Macabou (PTM) examinés en octobre, 28 possédaient des gonades à maturité ("très gras") contre 10 au Fpq. En janvier, aucun bivalve n'avait les gonades développées à Macabou, ce qui est en conformité avec l'évolution des valeurs de l'IC1.

Selon Berg et Alatalo (1985), au Bahamas, les gamètes arrivent à maturité en juillet-août puis leur émission se produit progressivement entre août et septembre. La ponte diminue les poids des chairs des bivalves et le pourcentage d'individus "gras" chute rapidement dans la population. La gamétogenèse reprend en novembre et progresse jusqu'au printemps et les poids de chair augmentent pendant cette période selon ces auteurs.

Au Venezuela, l'indice de condition  $PT/L^3 \times 100$  est maximum en mai 2005 et minimum en août 2005 (Prieto *et al.*, 2008) car il y aurait un second pic de maturité des gonades en mai et une ponte avant le mois d'août. Le rapport  $PT/L^3$  évolue de façon globale comme l'IC1 mais il tient compte du poids de la coquille et de la chair. Par contre, l'indice de remplissage permet de distinguer de fines différences de production de chair entre les populations.

Au Venezuela, Freitas (2014) observe une gamétogenèse de février à juillet donc un Psec qui augmente et une ponte d'août à septembre, avec un Psec qui chute. Ces résultats sont conformes à ceux de Prieto *et al.*, 2008. Parallèlement, cet auteur, indiquait une maturation des gonades de novembre à décembre (PT/L3 croissant) et une ponte en janvier donc un PT/L3 qui chute.

Au Vauclin (fig.II-22), l'IC1 semble décroître de août 2013 (159) à octobre (119) et est faible en janvier 2014 (75) puis croître, d'avril 2014 (107) à juillet 2014 (114), voire jusqu'à août si on tient compte des mois d'août 2012 et 2013. D'après nos indices et l'observation des gonades, la ponte pourrait se faire au Vauclin avec un décalage, aux alentours d'octobre.

Une maturation de novembre à décembre et une seconde ponte en janvier sont possibles, comme le signale Prieto *et al* (2008) car l'IC1 au Vauclin est bas en janvier et que les gonades étaient peu visibles. L'augmentation de l'IC1 entre avril et août est cohérente avec l'observation par Freitas (2014) du déroulement de la gamétogenèse de février à juillet au Venezuela et du maximum de PT/L<sup>3</sup> observé en mai par Prieto *et al.* (2008).

Au François, le schéma semble un peu différent, la maturation des gonades se poursuit en janvier puisque l'IC1 (133) est élevée et que les bivalves sont majoritairement gras (gonades développées), puis une expulsion des gamètes se ferait pendant le carême aux alentours du mois de février, puis la gamétogenèse reprendrait après (IC1=111 en avril) jusqu'en juillet puis l'émission des gamètes se produit (IC1 = 87) (notre prélèvement datant de fin juillet 2014) et se termine en octobre.

Comme au Venezuela (Prieto *et al.*, 2008; Freitas, 2014), les deux pics de reproduction sont présents dans ces deux populations mais, par rapport aux données de la bibliographie, il y a des décalages. Le décalage observé, en comparant les poids de chair et la présence de gonades développés ou non, dans nos deux populations serait la présence d'une ponte retardée au François par rapport au mois de janvier et une expulsion des gamètes retardée au Vauclin (car cette dernière se poursuit au mois d'octobre). Les décalages entre les deux populations se situent au mois de janvier 2013 et 2014 et en octobre 2013 (fig.II-30).

Les observations de ces auteurs peuvent permettre d'expliquer l'évolution des IC1 des deux populations au cours du temps, mais sont insuffisantes pour expliquer les différences de décalage du cycle des deux populations. Il est possible que les décalages soient d'origines climatiques (biogéographiques). Cependant Il n'y a pas suffisamment d'éléments pour étayer cette explication. Néanmoins, en octobre, les deux échantillons de bivalves du Vauclin possédaient les indices moyens de remplissage les plus élevés. En janvier, en mars (pour Pointe-Rouge aussi) et en avril, l'état de maturation des gonades du François PQ, de Sable Blanc et de Pointe-Rouge étaient proches et différents de ceux du Vauclin. Cela est probablement dû au fait que les populations du Vauclin sont proches et ont donc des cycles de reproduction similaires et décalés par rapport à ceux des autres (François, Sable Blanc et Pointe-Rouge).

Par ailleurs en comparant sur l'année, l'IC1 du François PQ et de Vauclin PM, les populations de ce dernier site avaient des coquilles plus pleines que celles du François.

Les différences globales entre les indices de condition entre les échantillons de Vauclin et de ceux du François sont probablement induites par des conditions abiotiques naturelles ou à un stress chimique générés par des polluants. Le rapport moyen Pcoq/L varie peu d'une population à une autre, en relation avec la croissance et dépend de l'espèce. Il n'est pas influencé par le cycle de la reproduction, par contre les rapports Pcoq/PT varient lors de la phase de croissance de la coquille et ce n'est pas un indice de condition physiologique (Bodoy *et al.*, 1986).

Au François, les rapports Pcoq/PT augmente entre août et octobre (39 à 48) puis chute en janvier (45) et remonte en avril (50) avant de rechuter en juillet. La coquille semble croître pendant ou juste après la libération des gamètes (fig.II-30) et avant la production somatique et la gamétogenèse.

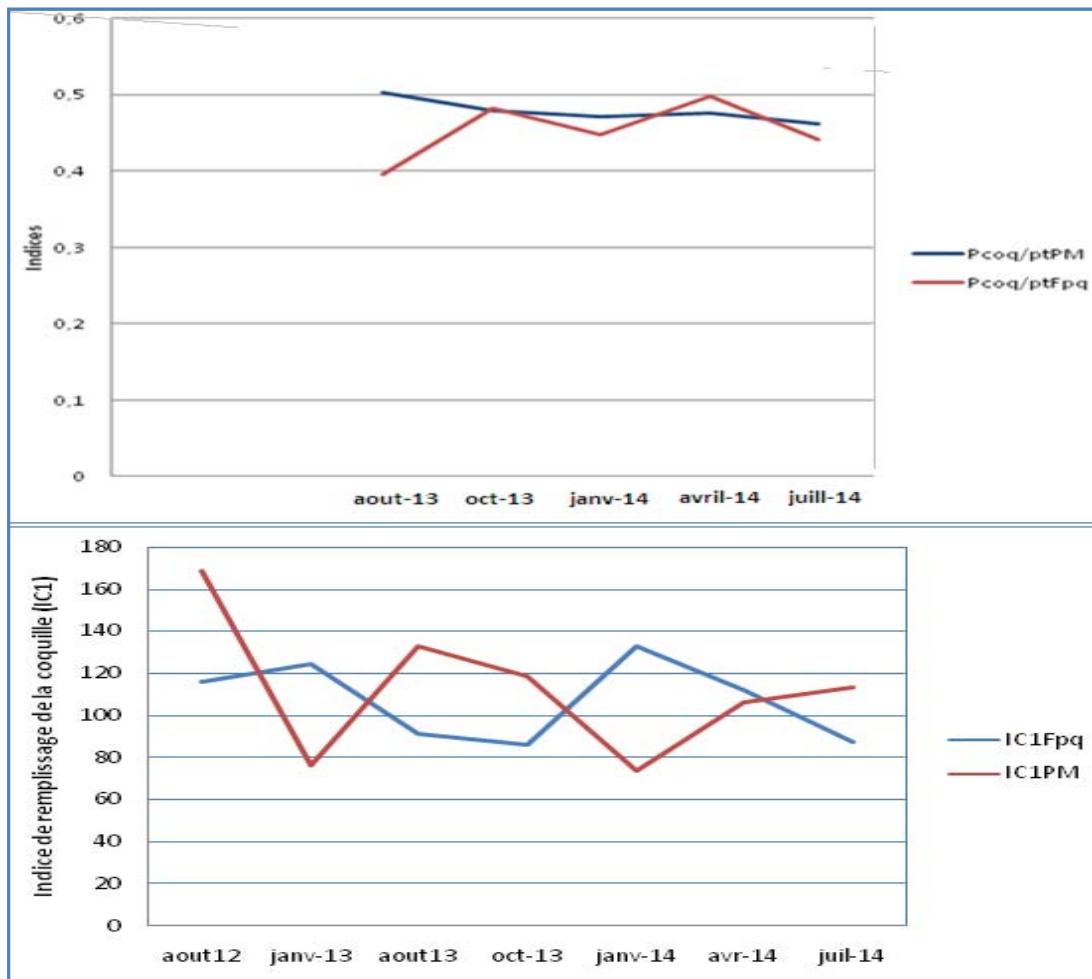


Figure II- 30 : Évolutions des indices (a) Pcoq/Pt et (b) IC1) au sein de deux populations (Français PQ et Vauclin PM) au cours de la période d'étude.



La croissance et la production de matières chez les bivalves endogés dépendent aussi de plusieurs facteurs abiotiques: salinité, température, granulométrie du sédiment et teneur en matière organique du milieu (par ex: Nishida *et al.*, 1966; Morton, 1983). Des évènements catastrophiques peuvent survenir et modifier les milieux de vie des espèces.

### **3.3. Les menaces sur les stocks de bivalves**

#### **3.3.1. La préservation de la ressource en bivalves**

Les stocks de bivalves exploités ne sont pas tout à fait les mêmes. Certains bancs ont disparu, des espèces se sont raréfiées. La diminution de ces ressources marines a été constatée par certains pêcheurs et rapportée par d'autres auteurs, tels que Morandy *et al.* (2017). Par exemple, les espèces telles que *Anomalocardia brasilliana* étaient plus fréquentes autrefois selon les informations fournies par les pêcheurs. La surexploitation est possible car de part la technique d'enquête, le nombre de pêcheurs est forcément sous-estimé.

Les lieux de récoltes sont inchangés, les côtes, atlantique et méridionale, restent des lieux privilégiés. Cependant les îlets du François et du Robert sont de plus en plus fréquentés par des pêcheurs de tous sexes puisque, munis d'un bateau, ils peuvent exploiter les sites plus éloignés de la côte. L'effort de pêche peut ainsi augmenter car le pêcheur se fait plus facilement accompagner et les récoltes peuvent durer plus longtemps.

Les modalités de récoltes n'ont guère évolué, mis à part l'usage des bateaux à moteur. Bien que ces techniques manuelles soient moins destructrices que la pêche par engins (traineaux, dragues et chariots), pratiquée par certaines régions du monde, quelques impacts sur la ressource ont été observés au cours de cette étude.

Certains pêcheurs déracinent les *R. mangle*, sous prétexte de faire circuler l'eau mais, en plus de permettre une meilleure récolte, cela contribue à perturber les milieux de vie des espèces.

Certains pêcheurs ne prennent pas les petites tailles mais l'activité provoque une forte mortalité, par perturbation du sédiment et piétinement, en particulier des jeunes palourdes qui meurent rapidement sur place. C'est surtout le fait de ceux qui ne maîtrisent pas les techniques de pêche. D'autres brisent les roches, la plupart du temps avec des masses ou des barres à mines pour récupérer des kankanfians dans les zones rocheuses. Lors des basses mers, leurs excavations peuvent rester à ciel ouvert et favoriser la prédation et la dessiccation des juvéniles. Pour certains personnes (plus âgées), les palourdes sont "inépuisables" et c'est le nombre de pêcheurs qui a causé la diminution de la ressource. Auparavant, il y a 40 ans, plusieurs centaines de bivalves étaient extraites chaque jour de leur milieu de vie d'après l'interview des anciens pêcheurs. Actuellement, certaines espèces ne sont plus prélevées car elles sont devenues trop rares.

Il n'est pas possible de préciser si les stocks se sont épuisés uniquement par la surpêche car les milieux de vie ont été détruits par les dégradations anthropiques. L'exemple le plus évident concerne le milieu de vie du Kankanfian. Sur les plages, l'installation des constructions humaines, l'exploitation des sédiments, les ponts, les kayaks, les ruissellements d'eaux douces polluées et le rejet de macro-déchets sont les principales dégradations constatées. L'assèchement des mangroves a eu aussi un impact important sur cette ressource, car elles apportaient des ressources nutritives.

Par ailleurs, l'envasement est peu toléré par certains petits bivalves tels que les Vénéridés, mais ce n'est pas le cas de nos deux espèces les plus récoltées.

En général, les pêcheurs actuels sont soucieux de la préservation des espèces et des sites de récoltes. Ils attribuent à la présence des sargasses, la baisse actuelle du volume des prises de bivalves mais notent néanmoins, qu'il y a fort longtemps que la ressource a diminué.

### 3.3.2. Les polluants chimiques et les arrivages de sargasses

#### 3.3.2.1. Origine probable des différences entre les stocks

Les individus présentant les indices les plus bas (IC1) (Psec/PT-pcoq) et IC2 (Psec/Pt) sont ceux de Presqu'île (François) et de Sable Blanc (Robert). Cela étant du à la relation entre la période de reproduction et la production de matière (Pellerin-Massicote, 1991). L'évolution de ces indices sur l'année montre que les différences de production de biomasse ne dépendent pas seulement de la période de reproduction mais qu'il y a sans doute un lien avec la pollution des sites. Sur la côte atlantique, il y a un gradient décroissant de pollution générale (dûe aux organochlorés et au zinc) des eaux littorales du nord vers le sud (Bertrand *et al.*, 2009). Pour tenter d'expliquer ces différences, l'état de pollution des différents milieux a été comparé grâce aux données de la surveillance institutionnelle des milieux (tabl. II-15; 16 et 17).

**Tableau II- 15 : Nombre d'habitants lors des recensements de la population en 2011 et 2016 (Insee, 2018).**

Année	Robert	François	Vauclin
2016	23252	17172	9002
2011	24017	18841	9183

La quantité de métaux dans les sédiments côtiers est reportée et comparée avec les indices de remplissage (tabl.II-17). Ces données nécessitent d'être analysées de façon plus approfondie, mais ce n'est pas l'objet de notre étude, en particulier pour les sites du Vauclin. Ces derniers étant considérés comme moins pollués, raison pour laquelle il n'y a pas de surveillance.

**Tableau II- 16 : Quelques données sur l'anthropisation des trois littoraux (d'après Brivois et Fontaine, rapport BRGM 2012)**

Communes	Robert	François	Vauclin
Activités et installations humaines	<ul style="list-style-type: none"> <li>-artificialisation de 5 à plus de 13 % du linéaire côtier</li> <li>-fortes pressions dans bassins versants : liées à : l'urbanisation et l'agriculture (cultures de canne à sucre, de banane, fruitière, plusieurs élevages)</li> <li>-une marina à l'Est de la baie</li> <li>-des mouillages sur ancre</li> <li>- de la navigation de plaisance développée, et de nombreuses activités nautiques</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- artificialisation de 8 % du linéaire côtier,</li> <li>- forte anthropisation des bassins versants et du littoral.</li> <li>-cultures de banane, des élevages porcins</li> <li>-une marina et de nombreuses activités nautiques</li> <li>-une distillerie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-artificialisation de 2 % du linéaire côtier</li> <li>-Peu d'activités industrielles, d'agricultures (banane) et d'installations touristiques</li> </ul>
Pollutions et polluants	<ul style="list-style-type: none"> <li>- forte hyper-sédimentation et beaucoup de M.E.S</li> <li>-rejets urbains et agricoles (d'effluents riche en nitrates, phosphates)</li> <li>- forte contamination aux pesticides, H.A.P (Fluoranthène) et métaux lourds (Zinc)</li> <li>25% des récifs de la baie du Robert sont dégradés et la biodiversité est faible à moyenne OMMM(2009)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- envasement des baies,</li> <li>-eutrophisation</li> <li>-apports de pesticides par les rivières (métolachlore, du diuron et des résidus d'atrazine et surtout de la simazine par la Rv Fontanes.</li> <li>-contamination importantes par micropolluants : pesticides (chlordécone, atrazine et son produit de dégradation, isoproturon, terbulylanine) ; 8 métaux lourds (Cu et Ni surtout)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-faibles rejets de pesticides</li> <li>-présence des métaux lourds</li> <li>- traces d'hydrocarbures</li> <li>- pollution au plomb probable à Macabou</li> </ul>

L'extrapolation des données existantes sur la quantité des métaux, des eaux littorales ou dans les bassins versants et leur mise en relation avec les indices de remplissage est difficile. Néanmoins, chez des bivalves, des relations entre des rapports biométriques et des contaminants métalliques ont été mis en évidence. Certains auteurs, tels que par exemple, Phillips (1976) et Simpson (1979), ont pu établir de fortes corrélations négatives entre la concentration de zinc et le poids de chair chez *Mytilus edulis*.

**Tableau II- 17 : Comparaisons de la quantité de métaux dans les sédiments à l'embouchure des rivières des trois littoraux et les indices de remplissage totaux d'*A. deflorata*.**

Sites d'étude	Robert	François	Vauclin	Références
Quantité de métaux en mg kg <sup>-1</sup> (Hg, Ni, Cd, Pb, Cr, Cu, Zn)	625	350	345	(données Ifremer, 2008)
Indices de remplissage de la coquille (IC1)	87,6	90,9	115,8	Cette étude

### **3.3.2.2. Les échouements de sargasses et les stocks d'*A. deflorata*.**

La forte mortalité observée au sein d'une population d'*A. deflorata* en octobre 2014, puis en octobre 2015, serait dûe aux échouements de sargasses flottantes. En Martinique, en 2011, les premiers arrivages importants de sargasses avaient eu lieu entre juin et août. Puis, en 2012, il y a eu quelques dépôts épars entre mai et juillet, le retour des amas s'est produit fin mai 2014 (fig.II-31). Puis ces échouements s'intensifièrent et des maxima furent atteints en septembre 2014. Ainsi, le 17 septembre 2014, une superficie d'algues estimée à 177 ha était accumulée le long des côtes (Impact-mer, 2018).



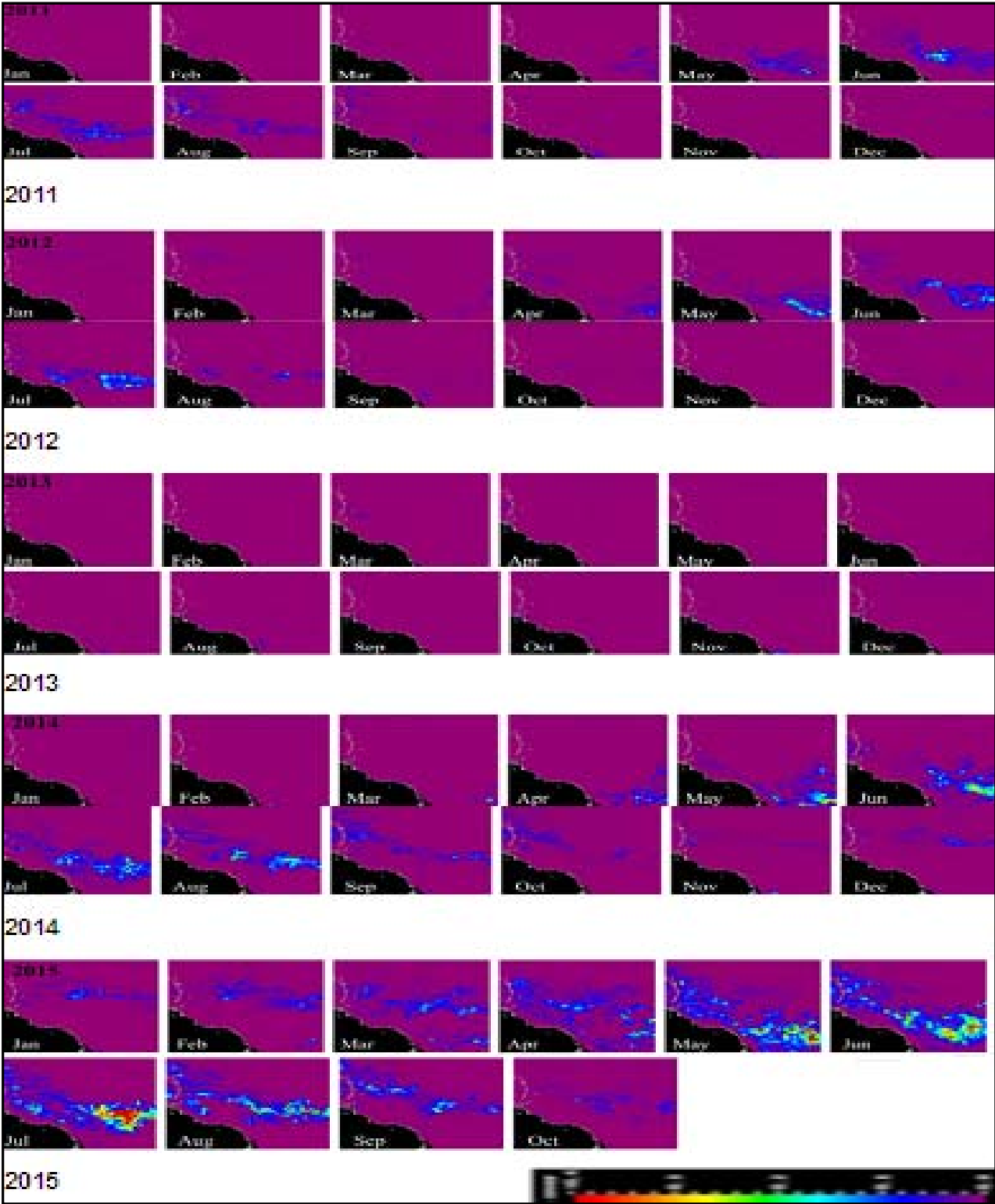
**Figure II- 31 : Photos prises au François (Presqu'île) avant et après les échouages de sargasses**

En 2015, les échouements qui avaient débuté dès février, étaient en quantité de plus en plus importante au fil des mois. La chronologie et l'intensité des arrivages massifs de sargasses flottantes sur les petites Antilles entre 2011 et 2018 sont indiquées dans le tableau ci-dessous (tabl.II-18) et dans la figure II-32.

En plus de leur intensité plus grande en 2015, des volumes importants d'algues étaient présents plus tôt en 2015 qu'en 2014. Les amas étant plus récents, il y avait moins de décomposition au moment des prélèvements d'octobre 2014.

En Martinique, une cartographie correspondant à une appréciation visuelle a été faite (DEAL) (fig. II-33). En 2016, les arrivages étaient de faible quantité (ANSES, 2017) comme dans le reste de la région (Wang *et al.*, 2019). Les échouements ont progressivement repris en 2017 (fig.II-32) pour atteindre des masses flottantes avec des quantités supérieures à 20 millions de tonnes dans le golfe du Mexique et dans l'océan atlantique (Wang *et al.*, 2019). Pour la Martinique, en janvier 2018, la situation était jugée « critique » selon la DEAL.

Tableau II- 18 : Arrivages de sargasses pélagiques sur les petites Antilles entre janvier 2011 et septembre 2015. Extraits d'images satellites. Données: J. F. R. Gower et al. 2013 et [gcrf.usm.edu/sargassum](http://gcrf.usm.edu/sargassum)



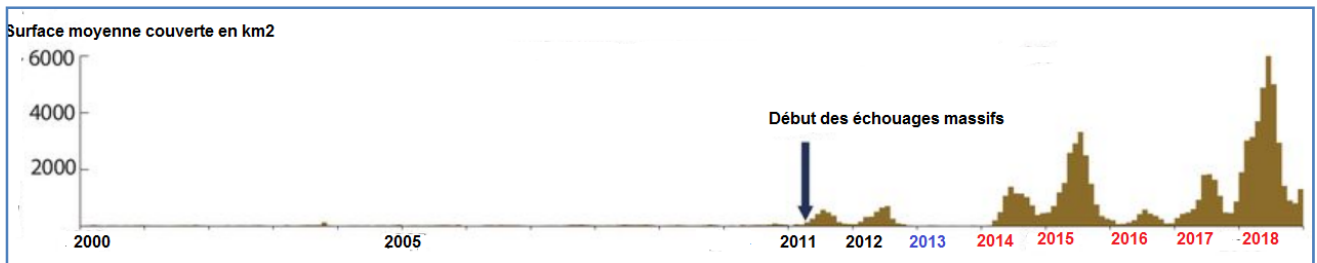


Figure II- 32 : Intensité des échouages de Sargassum dans le golfe du Mexique et dans l'océan atlantique central ( extrait de MODIS data). Wang et al.,2019.

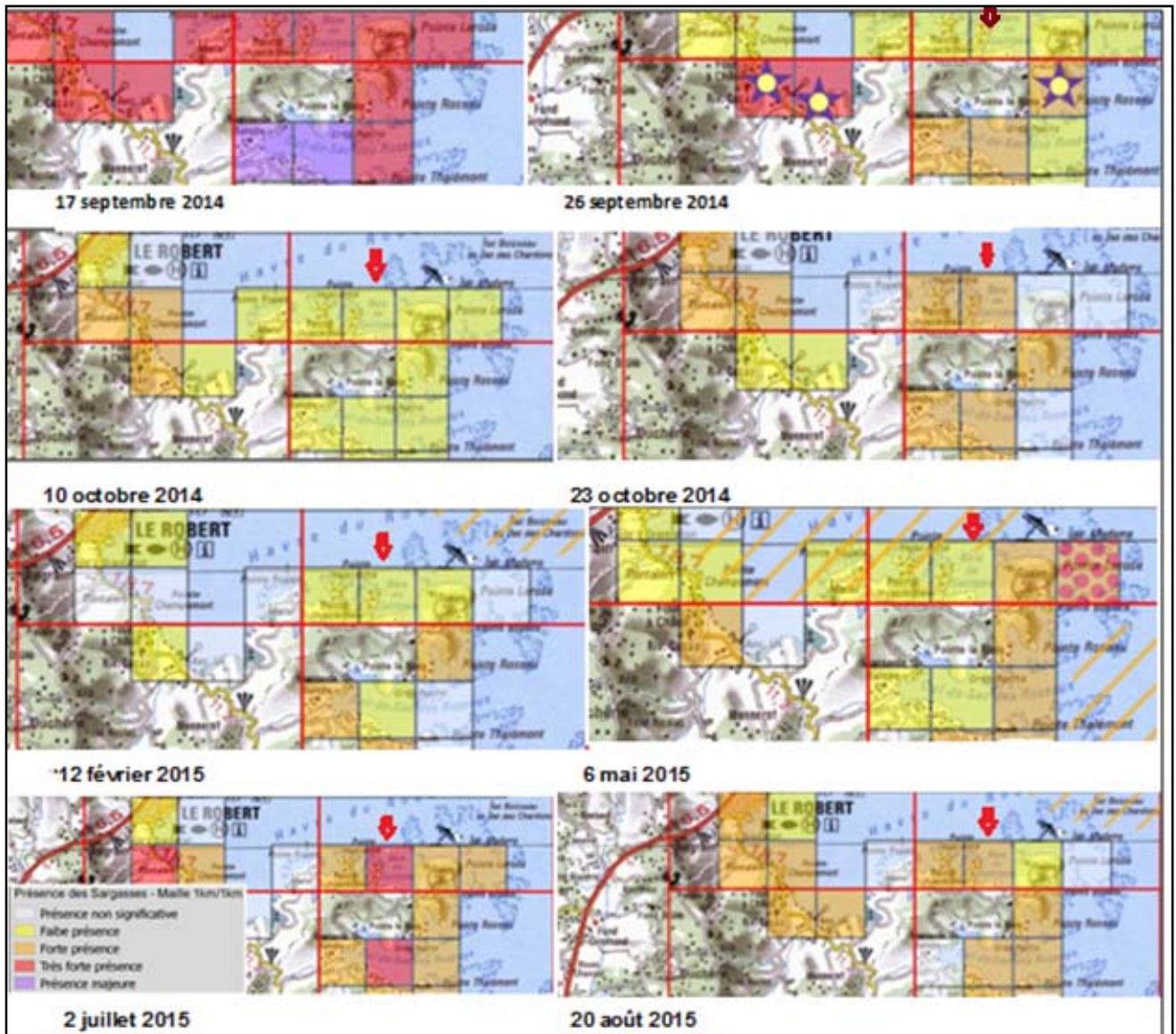


Figure II- 33 : Intensité des échouages au Robert et sur le site de SB le 0207en 2015. La flèche rouge permet de localiser le site de SB. (carte: Scan100 IGN- DEAL-Prefecture-GeoMartinique)



De façon parallèle à l'intensification de l'arrivée des amas d'algues entre 2013 et 2015, la mortalité de la population de bivalves étudiée a augmenté. Elle est plus élevée en octobre 2015 car on passe de 57 individus par quadrat en octobre 2013 à 28 en 2014 puis à 4 en 2015. En août 2018, avec 145 individus vivants et 166 morts (8-54 par quadrat), une moyenne de 12 morts par quadrat et entre 0 à 48 vivants par quadrat avec une longueur moyenne de 31,12 mm, la population n'a pas retrouvé son potentiel de développement. Les échouages avaient eu lieu sur une plus longue période qu'en 2014 et 2015.

Sur le site de Sable Blanc, la densité passe de 228 en octobre 2013 à 16 en 2015.

Sur les 7 sites étudiés, ce site était en 2013, celui qui possédait la plus forte densité par quadrat après celui de Pointe-Rouge. Au Bahamas, Berg et Alatalo (1984) avait trouvé une densité moyenne de 35 individus par quadrat (140 par m<sup>2</sup>) et une densité maximale de 87 individus par quadrat (348 individus par m<sup>2</sup>) puis plus tard 64 individus (Berg et Alatalo, 1985). Avant les échouements de sargasses, la densité de la population semblait plus importante à SB que celles de la bibliographie,.

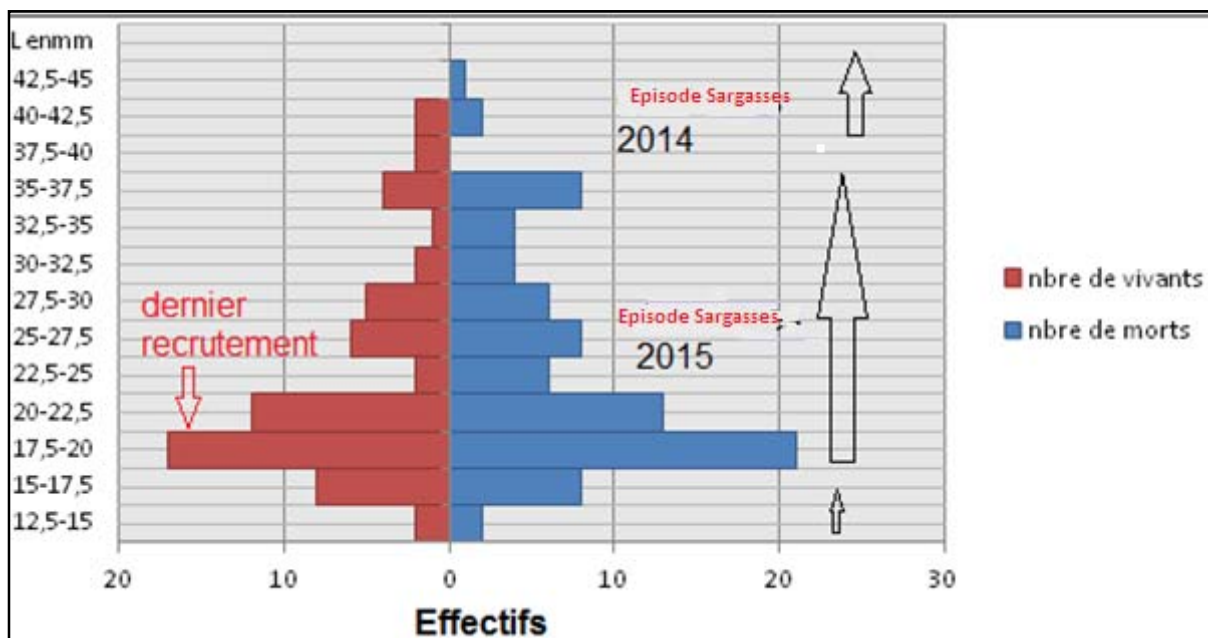


Figure II- 34 : distribution des classes chez les morts et les vivants en 2015.

Au Venezuela, Prieto *et al.*, (2007) trouvent 69 individus par m<sup>2</sup> et 71 ind/m<sup>2</sup> (Prieto *et al.*, 2008).

En octobre 2013, la classe modale de 30-35 mm correspond probablement au recrutement de décembre 2012. De même, en octobre 2014, la classe modale de 40-45 mm correspondrait au recrutement d'août 2013. Les individus ont sans doute été peu récoltés avant le retour des sargasses en février 2014. En 2015, il n'y a plus de classe d'âge dominante, et si on compare avec les mois octobre 2013 et 2014, on constate un rajeunissement de la population avec une tendance à la disparition des individus de plus d'un an (fig. II-34). La durée de vie est 4 ans (Prieto, 2009) au Venezuela mais, en 2015, dans cet échantillon de Sable Blanc, aucun individu n'atteint l'âge de 2 ans ( $\approx 56$  mm) selon Prieto, 2009. Les coquilles vides de  $24 \pm 7,3$  mm auraient entre 5 et 10 mois d'âge, ce qui correspond à des individus issus d'un pic de recrutement qui s'est produit aux alentours de décembre et de février 2015.

Cette forte mortalité serait intervenue entre mai et octobre 2015 et le dernier recrutement indiqué sur le graphique (fig II-34) est constitué en partie d'individus de décembre qui seraient morts entre mai et juin 2015; or des déversements importants de sargasses sont survenus entre mai et juillet 2015. Entre juillet et août, il y a un second recrutement de moindre importance dont seraient issus les individus de tailles inférieures à 20 mm. Une partie de la mortalité en 2015 serait imputable aux échouages de l'année précédente. Pour l'année 2014, le même raisonnement peut être fait, les 1<sup>er</sup> amas étant arrivés en mai 2014.

On peut déduire que les échouages sont responsables de cette mortalité. L'espèce étant peu mobile, elle subit les effets de l'eutrophisation des couches supérieures des sédiments. En effet, la présence des sargasses échouées contribue au développement de microorganismes décomposeurs (Hasegawa *et al.*, 2009) et génère des conditions hypoxiques (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019) ou anoxiques (Southward et Southward, 1978, Gibbs *et al.*, 1988, Little *et al.*, 2009). L'hypoxie et l'anoxie correspondent au fait que la quantité de dioxygène dans le milieu soit, respectivement, réduite ou absente. La biodégradation des sargasses provoque une forte consommation du dioxygène de l'eau par les micro-organismes et le dioxygène étant moins biodisponible (Haas *et al.*, 2010), les organismes sont en hypoxie puis en anoxie et la mort par asphyxie des plus sensibles est possible.

La décomposition bactérienne des algues entraîne aussi une libération d'hydrogène sulfuré et d'ammoniaque (Diaz et Rosemberg, 1995). Le sulfure d'hydrogène, toxique pour les organismes aérobies, inhibe les processus respiratoires cellulaires (Julian et Dalia, 1998) des végétaux (Mass *et al.*, 1981 ; Garcia-Mata et Lamattina, 2012) comme des animaux.

La présence de ce gaz et les conditions anoxiques entraînent l'asphyxie des individus et une mortalité importante. Il est établi que l'hypoxie et l'eutrophisation causent habituellement une forte mortalité dans le benthos (Wu, 1982).

La circulation des fluides toxiques dépend du type de sédiment. Par rapport aux plages de sable fin, les plages de graviers constituent des milieux très perméables où la circulation des fluides est facilitée (Horn *et al.*, 2003). En effet, la circulation de gaz et des liquides au sein des sédiments dépend de leur granulométrie (Buscombe et Masselink, 2006) et, pour Berg et Alatalo (1985), ces bivalves qui vivent en populations denses sous 2 à 20 cm de sable grossier sont particulièrement sensibles à très sensibles à l'asphyxie.

La durée de vie d'un individu en conditions hypoxiques ou anoxiques dépend de la température (Kapper et Stickle, 1987), de la concentration en O<sub>2</sub> de l'eau, ce dernier facteur étant plus crucial dans les eaux tropicales (Johannes et Betzer, 1975) à cause de l'oligotrophie et de l'évaporation du dioxygène dans l'air quand la température augmente. Les organismes tels que les bivalves, qui assurent leurs principales fonctions vitales grâce au courant d'eau qui traversent leurs cavités palléales, sont particulièrement sensibles à l'hypoxie. En Martinique, à la suite des amoncellements de sargasses, la dégradation des habitats côtiers et la mortalité importante au sein de la faune marine ont été observées dès 2011 dans les herbiers. De nombreux poissons, oursins, lambis et holothuries avaient été retrouvés morts (Impact Mer, 2018)

Chez les invertébrés, certains auteurs tels que Basuyaux *et al.* (2001) et Bras (1987) ont noté que la sensibilité aux conditions anoxiques ou à la présence de polluants augmentait avec la taille des individus. Aussi, on aurait pu s'attendre à trouver une plus grande quantité de coquilles vides d'individus de plus grandes tailles sur place. Mais ils ont sans doute été prélevés par des pêcheurs, hors des périodes d'arrivages de sargasses (mortalité par pêche). C'est, en particulier, le cas des individus de plus de 40 mm (voir fig.II-34) dont les coquilles vides sont absentes.

Par ailleurs, on sait que la mortalité est plus importante pendant la période de la vie larvaire (Duchamps, 1992). Toutes les classes d'âge sont touchées par une mortalité que l'on pourrait qualifier de catastrophique (81,31 %) en 2015. Mais la taille moyenne des individus diminue entre octobre 2013 et octobre 2015, à la fois à cause du recrutement et parce que les individus n'ont pas le temps d'assurer leur croissance en longueur entre deux périodes d'échouages. Avec l'augmentation des quantités de sargasses échouées, le potentiel de renouvellement de la population a diminué. En effet, en août 2018, hors de la période d'échouage, le recrutement de décembre 2017 est bien visible mais les effectifs des autres classes de tailles sont relativement faibles (mortalité de 50 %) et très faibles au sein des individus qui ont atteints l'âge de 2 ans. De plus, la production somatique a aussi été affectée par les échouages.

Chez *A. deflorata*, par rapport aux années précédentes, en octobre 2015, les rapports de la masse sèche sur la masse totale sont plus grands car la coquille est plus fine. Pour une taille de 32 mm, la masse de la coquille est égale à  $2,90 \pm 0,2$  g tandis qu'elle est de  $3,2 \pm 0,15$  et  $3,4 \pm 0,23$  g en 2014 et 2013. Il y a donc probablement une diminution de l'énergie allouée à la construction de la coquille. Certains auteurs ont mis en évidence une relation négative entre le stress et la synthèse de la coquille des mollusques (Almada-Villela *et al.*, 1982; Reuter 2004; Wang, *et al.*, 2012; Hiebenthal *et al.*, 2012). Chez les bivalves, une forte relation entre l'épaisseur de la coquille et la tolérance à l'hypoxie a été mise en évidence (Nicholson et Morton, 2000). Selon ces auteurs, la dissolution de la coquille est une solution pour tamponner les métabolites associés à ces conditions stressantes.

Chez cette population de bivalves, une augmentation de l'eau dans les tissus mous et une maturité précoce ont été observées. Les données bibliographiques indiquent une taille de première maturité entre 24-26 mm (Berg et Alatalo, 1985). Des gonades à maturité ont été observées chez des individus de taille inférieure (20 mm en octobre 2015). Or la présence de gonades développées chez les individus de cette taille n'avait pas encore été notée au cours de notre étude.

## Résumé

La caractérisation des stocks de bivalves pêchés contribue à la connaissance de quelques caractéristiques des espèces telles que leur mode de vie et leur cycle de reproduction.

La production de matière fluctue en fonction des saisons et du cycle de reproduction mais la comparaison globale des indices de poids de chair montre une différence entre, au moins les sites de PM et Pq. Cette différence de production de matière est peut-être en relation avec un problème de stress causée par des pollutions. La décomposition des amas de sargasses et la présence de polluants provenant des bassins versants pourraient être impliqués (fig.II-35).

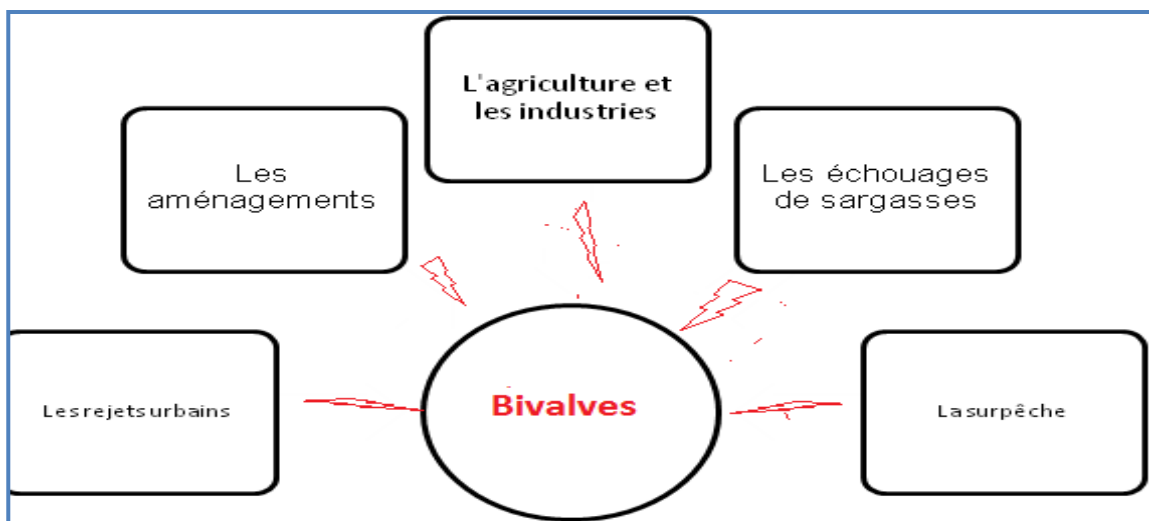


Figure II- 35 : Bilan des pressions sur l'espèce.

La décomposition des sargasses dans certains sites provoque une forte mortalité et probablement un stress qui a des conséquences sur la construction de la coquille de l'espèce *A. deflorata*. Cependant, s'ils ne sont pas permanents, une possibilité de renouvellement de la population est possible.

Les données de surveillance donnent une idée des pressions chimiques globales que subissent les écosystèmes environnants, mais les bivalves étant fouisseurs, pour établir un lien réel entre leur état et la présence de contaminants métalliques, des mesures de la distribution et de la spéciation de ces derniers dans le sédiment et dans l'eau, dans les sites de pêche ou dans les débouchés des rivières seraient nécessaires. De plus, les algues marines telles que les sargasses ont une importante capacité à bioconcentrer de l'arsenic dans leurs tissus. Le Fbc (facteur de bioconcentration) des algues se situe entre 1000 - 50000 fois par rapport à l'eau de mer (Francesconi et Edmonds, 1993). Il serait important de vérifier la contamination chimique des bivalves vivants sur les zones d'échouages.

# Chapitre III. Ecotoxicologie et exposition des bivalves aux métaux

---

## INTRODUCTION

Précédemment, nous avons montré que les bivalves étaient pêchés pour la consommation humaine et que la ressource était menacée par les arrivages de sargasses.

En effet, les premiers impacts négatifs aisément identifiables des échouements de sargasses holopélagiques dans les milieux côtiers sont les émanations de l'hydrogène sulfuré et la mortalité plus importante de certaines espèces animales telles que les bivalves.

La décomposition de ces masses de sargasses échouées est aussi une source d'eutrophisation pour les milieux côtiers et conduit à un phénomène d'hypoxie (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019).

Les débris d'algues en décomposition peuvent constituer un apport important de nutriments (N, P, K) pour les sédiments côtiers (Heatwole, 1971; Hemminga et Nieuwenhuize, 1990; Ince *et al.*, 2007 ; Lewis *et al.*, 2007 ; Orr *et al.*, 2005 ; Polis et Hurd, 1995), notamment dans les milieux oligotrophes que constituent les plages (Hester et Mendelssohn, 1990; Kachi et Hirose, 1983; Van den Berg *et al.*, 2005). Les dépôts de sargasses risquent d'être cependant pour les biocénoses côtières une source de contamination par les éléments métalliques.

Les macroalgues du groupe des Ochrophytes ont une plus grande aptitude à concentrer des métaux que les autres, en particulier les métaux suivants: Al, As, Be, Co, Cr, Ni, Pb, Se, Ti, V et Zn (Squadrone *et al.*, 2018). Plusieurs auteurs ont montré que des espèces du genre *Sargassum* pouvaient adsorber à la surface de leurs tissus divers métaux tels que: As, Al, Au, Co, Cu, Cd, Cr, Fe, Ni, Pb, U, Z, Lan, Sr et des lanthanides.

Par exemple, la biosorption de Fe a été mise en évidence par Yang et Volesky (1999); Davis *et al.* (2000); Kuyucak et Volesky (1988) et celle de l'Al par Maceda *et al.*(2018).

Ahluwalia et Goyal (2007) ont mis en évidence la sorption par *S. natans* des éléments chimiques suivants: Pb, Zn, Cd, Cr, Cu et Ni; Kuyucak et Volesky (1988), celle du Co et de l'Au.

Dans le cas de *S. fluitans*, Fourest et Volesky, 1995 ont prouvé la sorption de Cd et du Pb ; Palmieri *et al.*, 2002, celle du Lanthanum; Yang et Volesky (1999),celle de l'U; Leusch *et al* (1995,1997), celles du Pb, Cd, Cu, Ni et Zn; Davis *et al.* (2000, 2004), celle du Cd et Tabaraki et Heidarizadi (2018), celle de l'As.

Au cours de leur transport, les sargasses holopélagiques accumulent aisément les métaux solubles dans l'eau, en particulier de l'arsenic (Benson, 1984; García-Sartal, 2012).

En effet, les auteurs (Luoma, 1983; Luoma *et al.*, 1982) n'ont pas pu relier leur composition métallique avec les métaux présents dans les sédiments ou sous forme particulaire dans l'eau.

L'organisation structurale et fonctionnelle des algues brunes semblent expliquer leur forte aptitude bioaccumulatrice. Les thalles présentent de grandes surfaces d'échanges



(filaments, ramifications foliacées), ainsi qu'une croissance rapide (Little et al., 1983; Lüning, 1990), nécessitant un renouvellement en nutriments minéraux important (Wallentinus, 1984; Lee et Wang, 2001; Malea et Kevrekidis, 2014).

Les métaux sont des éléments chimiques inorganiques présents naturellement dans presque tous les compartiments de l'environnement (sol, air, milieu aquatique) et peuvent s'accumuler dans les milieux naturels comme les organismes vivants. Ils sont toxiques, même à faibles doses. Ces polluants, étant à l'état de traces, sont plus facilement détectables quand ils sont bio-concentrés dans la biomasse. La présence d'éléments traces métalliques (ETM) peut avoir une origine naturelle ou anthropique.

Le but de ce chapitre est d'expliquer comment, par leur mode de nutrition, ces bivalves peuvent accumuler des métaux, et en particulier de l'arsenic, puis de vérifier l'état de contamination de quelques échantillons de bivalves consommés. Enfin, nous montrerons comment la toxicité des métaux est évaluée dans le but de protéger les consommateurs.

# 1. Les bivalves, bio-accumulateurs de métaux

Dans cette partie, nous verrons d'abord quels sont les mécanismes généraux qui concourent à la bioaccumulation des métaux dans les tissus des bivalves. Puis nous traiterons de l'origine des quantités importantes d'arsenic contenues dans ces bivalves.

## 1.1. Définitions

La bioaccumulation est le fait que des êtres vivants accumulent certaines substances chimiques nocives ou non dans leur organisme (Kaiser, 2001; Ramade, 2009).

Dans ce contexte, deux mécanismes non exclusifs interviennent :

- le transfert direct du polluant à partir du milieu ambiant (la bioconcentration). (D'Adamo *et al.*, 2008).
- le transfert de la substance, le long des chaînes trophiques ou chaînes alimentaires (Ramade, 1977; D'Adamo *et al.*, 2008 ; Kaiser, 2001).

Dans le premier cas, les organismes aquatiques exposés aux contaminants métalliques, les absorbent directement dans l'eau, lors de contact par leur membrane cellulaire (pour les micro-organismes) ou à travers leurs surfaces épidermiques par baignade, et par contact avec les sédiments (pour les pluricellulaires).

Dans le second cas, la substance est acquise par la consommation d'un autre organisme, appartenant alors à un niveau trophique inférieur. Par exemple, lors de la consommation de phanérogames ou d'algues marines contenant des substances toxiques, les herbivores tels que les oursins ou les strombes peuvent être contaminés. Si la concentration de la substance augmente en passant à un niveau trophique supérieur, on parle de bioamplification le long de la chaîne trophique (Macek *et al.*, 1979 ; D'Adamo *et al.*, 2008 ; Kaiser, 2001). C'est le cas de certains métaux, comme le mercure (Hg).

Le Facteur de Bioconcentration (FBc) est le rapport entre la concentration d'un contaminant dans un organisme donné et sa concentration dans l'environnement (eau, air, sol) tandis que le Facteur de Bioaccumulation (FBa) tient compte également de la fraction de polluant issu de l'alimentation (Ramade, 2009).

Par exemple, chez les espèces de bivalves *Senilia senilis* et *Crassostrea gasar*, le FBc pour l'arsenic varie entre 19 et 34,4 (Ouro-Sama *et al.*, 2014). En général, le FBc est inférieur à 1 car le biotope, c'est-à-dire le milieu de vie de l'espèce, est plus riche en polluants; mais quand la concentration d'un contaminant dans un organisme se fait à des concentrations proportionnellement supérieures à celle de la substance dans le biotope (Peters *et al.*, 1997; Kaiser, 2001; Ramade, 2009), le FBc est supérieur à 1 car la concentration du contaminant s'est accru par transfert dans la biomasse (Ramade, 2009).

Grâce aux travaux initiaux de certains auteurs (par ex. Vinogradov, 1953; Harvey *et al.*, 1973), il est admis que toutes les espèces vivantes sont potentiellement susceptibles de bio-accumuler des substances toxiques dans leur tissus. Cependant certains organismes accumulent plus facilement des contaminants que d'autres. Parmi eux, les bivalves sont reconnues comme de bons indicateurs généraux de la contamination chimique (Bocquené *et al.*, 1997) et en particulier de métaux (Oehlmann et Schulte-Oehlmann, 2003) de part notamment leur mode de nutrition. Des facteurs géochimiques et physiologiques influencent la vitesse de bioaccumulation d'une substance (Abrahm *et al.*, 1983, Kesavan, 2013). L'un de ces facteurs est sa biodisponibilité (Peters *et al.*, 1997).

La biodisponibilité est le fait que seule une fraction d'une substance présente dans un milieu soit disponible à l'absorption pour les êtres vivants (Ramade, 2007). C'est donc la fraction de la quantité totale présente dans l'environnement qui peut être accumulée.

La bioaccumulation (Georges et Coombs, 1977; Cossa, 1988) se traduit en général par une corrélation positive entre les concentrations biodisponibles du polluant présent dans le biotope (ici le sédiment ou l'eau) et dans les tissus de l'organisme. Par exemple, dans la baie de Corpus Christi, Pulich (1980) a trouvé une corrélation positive entre les traces de métaux, dans la phanérogame marine *Halodule wrightii* et dans les sédiments.

## 1.2. La biodisponibilité et ses facteurs de variation

La biodisponibilité d'un polluant métallique varie en fonction de son état chimique (sa spéciation) (Fent et Looser, 1995; Morrison *et al.*, 2000) et de sa concentration.

L'absorption d'un métal peut être limitée si de hautes teneurs de ce métal sont présentes dans l'eau. C'est le cas par exemple de l'arsenic (Ünlü et Fowler. 1979) et du cadmium.

Par exemple, l'arséniate est absorbé plus facilement par les végétaux que l'arsénite. L'analogie structurale entre l'arséniate et le phosphate en est l'explication (Phillips, 1990; Farias *et al.*, 2007) .

### 1.2.1. Le rôle des facteurs du milieu

Les facteurs du milieu qui jouent un rôle important dans la biodisponibilité d'un contaminant (Fraenzle *et al.*, 2012; Luoma et Rainbow, 2005) tel qu'un métal sont:

- le pH de l'eau ou des sédiments (Fent et Looser, 1995; Azizi *et al.*, 2018),
- la température de l'eau (Azizi *et al.*, 2018),
- le potentiel rédox (Marchand, 2011),
- la salinité (Bryan, 1973; Philips, 1976; Lakshmanan et Nambishan, 1989; Azizi *et al.*, 2018; Wright, 1995 ; Chen et Chen, 1999; Said et Lewis, 1991; Jackson et Pardue, 1998; Sandrin et Maier, 2003),
- la teneur en dioxygène du milieu (voir Azizi *et al.*, 2018 et les auteurs cités par lui)
- la saison (Azizi *et al.*, 2018),
- la nature du substrat (Silva *et al.*, 1990; Marchand, 2011). Dans les sédiments marins, la présence de matières organiques, du Fe, du Mn et des sulfures joue un rôle important dans la mobilisation des autres métaux (Marchand, 2011).

Les métaux ont tendance à se lier avec le soufre (S) pour former du sulfure métallique (Mackey et Mackay, 1996). La biodisponibilité de l'As et du Pb diminue dans les sédiments riches en oxydes de fer (Belzile *et al.*, 1989; Bryan et Langston, 1992).

Bryan (1992) a étudié la biodisponibilité de l'As, en comparant sa concentration dans la chair du bivalve *S. plana* (fig.III-1) et dans les sédiments de 29 estuaires (sud ouest de l'Angleterre). Cet auteur a constaté une plus grande disponibilité de l'As dans les sédiments les plus contaminés, donc avec un rapport As/Fe élevé.

L'importance de la nature chimique des sédiments et de la co-présence des autres métaux peuvent être illustrés par l'exemple des sédiments des marais de mangroves. Selon Silva *et al.* (1990), le fait qu'une grande partie des polluants métalliques soit piégée dans ces sédiments diminue leur biodisponibilité pour les végétaux.

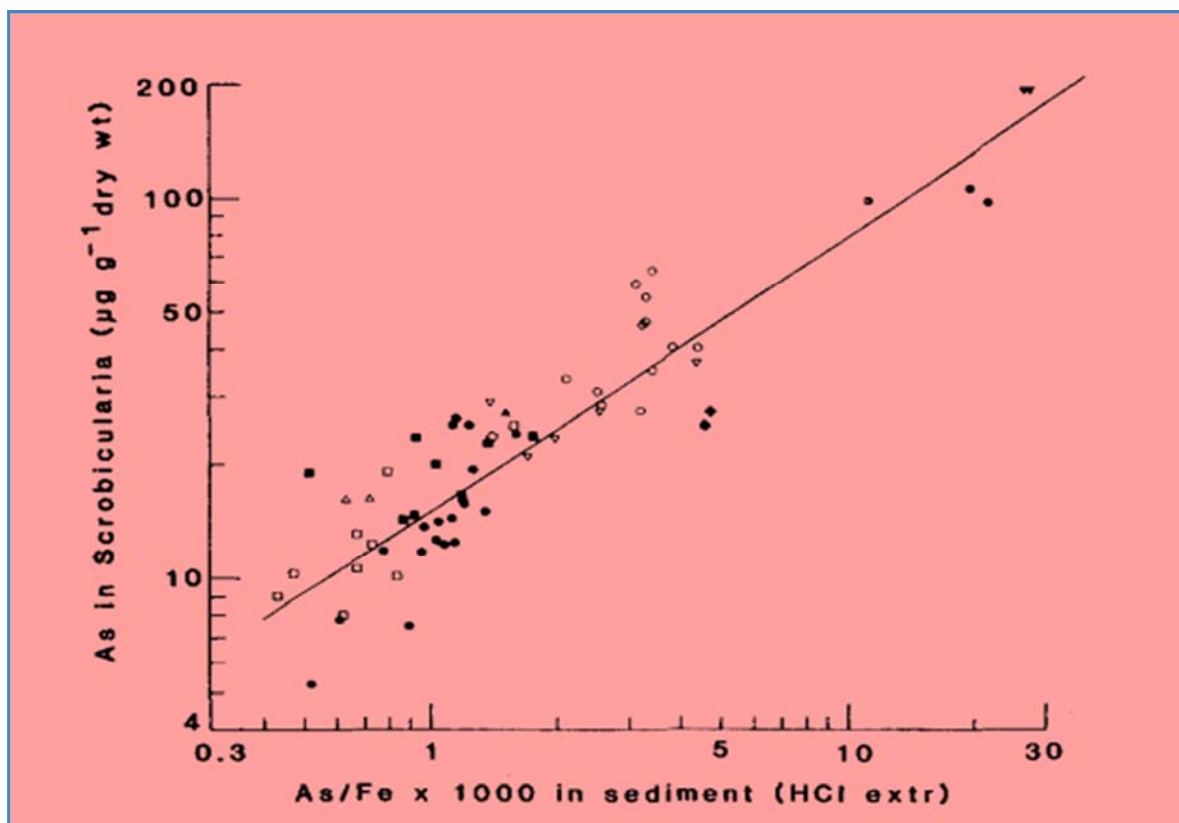


Figure III- 1: Relation entre les concentrations d'As dans les bivalves (*S.plana*) et les sédiments estuariens (Bryan et Langston, 1992).

Tous les facteurs qui influencent la biodisponibilité des métaux sont des facteurs de variations de la bioaccumulation, de même que d'autres facteurs non liés à des variations de biodisponibilités (Otchere, 2019).

## **1.2.2. Les autres facteurs de variation de la bioaccumulation**

### ***1.2.2.1. La nature chimique du métal***

Certains métaux sont plus rapidement bioaccumulables que d'autres. Velez *et al.* (2016) ont montré que les cinétiques d'accumulation de différents métaux (Hg, Cd, Pb, As) différaient chez la Veneridae, *V. corrugata* lors d'une co-exposition expérimentale, avec une vitesse d'accumulation plus grande pour le Pb et le Cd que pour l'As et le Hg.

Auparavant, Varshney (2003) avait observé chez la Mytilidae, *Perna viridis* placé en présence de Zn, Cd, Pb et Cu dans un milieu expérimental, une bioaccumulation plus rapide du Zn que des autres métaux.

Dans les conditions de cette expérience, la biodisponibilité expérimentale du Zn et du Cu étant la même, il est possible que le bivalve ait de plus grands besoins métaboliques en Zn qu'en Cu, ces deux métaux étant essentiels à leur métabolisme, contrairement au Cd et au Pb. Néanmoins, d'autres hypothèses (nature chimique du métal, assimilation dans la coquille,...) peuvent être formulées en tenant compte des conditions expérimentales précisées.

La capacité de bioaccumulation des métaux essentiels est supposée plus grande que ceux qui ne le sont pas. Le Fe, métal essentiel et abondant dans les sédiments marins, est fortement accumulé par les organismes animaux pour leur fonctionnement métabolique. Le Zn en est un autre exemple. Kumar et Devi (1998) ont trouvé chez un bivalve benthique, *Meretrix casta*, des concentrations en Zn plus élevée (11,1 à 34,5 ppm poids frais) que de Cu, Cd et de Pb.

Des différences de bioaccumulation de différents métaux sont possibles au sein d'une même espèce. Chez *V. corrugate*, Velez *et al.* (2016) ont calculé des facteurs de bioaccumulation pour le Hg, le Cd et le Pb, plus élevés (BCF > 12,9) que pour l'As (BCF < 2,1). Alors que certains métaux sont immédiatement excrétés, pour d'autres, l'accumulation peut être progressive (Fe) ou se faire jusqu'à un certain seuil (ex: Zn, Cd, As).

C'est le cas du Zinc dont l'excrétion est très lente chez la moule et peut durer plus de 6 mois dans une eau propre, selon Roesijadi *et al.* (1984).

Par conséquent, la nature chimique du métal et sa biodisponibilité déterminent sa bioaccumulation, même si les caractéristiques physiologiques de l'espèce de bivalve interviennent. Pour Usero *et al.* (2005), la concentration des métaux dans les bivalves varie, en effet, à la fois selon l'espèce et le métal.

### **1.2.2.2. La physiologie de l'espèce**

Il est établi qu'en fonction de ses besoins, un organisme vivant adopte différentes stratégies de métabolisation. Chez les bivalves, l'homéostasie métallique pour un métal donné peut différer légèrement aussi au sein d'une espèce et d'une espèce à une autre. Ces différences interspécifiques ont été étudiées par plusieurs auteurs.

Selon certains auteurs (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005; Reinfelder *et al.*, 1997; Chong et Wang, 2001; Soto-Jimenez *et al.*, 2001), le métabolisme des métaux diffère entre les huîtres et les moules. Dans les programmes de monitoring internationaux, des auteurs (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005) ont mis en évidence que la moule *P. viridis* accumulait moins les métaux que les huîtres. Auparavant Langston (1984) avait comparé les

différences de biodisponibilités de l'As dissous et As particulaire expérimentalement chez des organismes estuariens et marins. Cet auteur a trouvé que contrairement aux autres espèces marines, l'accumulation de l'As chez *Mytilus edulis* était relativement très faible. Rojas de Astudillo *et al.* (2005) ont observé que *P. viridis* du golfe de Paria (Vénézuéla) pouvait diminuer la concentration de certains métaux lourds tels que le Zn, Cd, Pb et le Cu dans ses tissus.

Ces différences pourraient s'expliquer par le fait que, chez les bivalves, une capacité de régulation plus ou moins importante existe pour certains métaux. D'après Chan (1988) et Chong et Wang (2001), chez *P. viridis*, les variations faibles des taux de Zn dans ses tissus seraient dues à une régulation du taux de ce métal. Chez les bivalves, les métaux tels que le Hg, Pb, Cd, As, Au, Ag ne jouent aucun rôle biologique et ne sont donc pas régulés (Otchere, 2019). En outre, selon Varshney (2003), la concentration des métaux étudiés (Zn, Cd, Pb et Cu) variait au cours de la période d'étude chez le même organisme bivalve (*Perna viridis*). Cette constatation est à mettre en relation avec le cycle biologique des bivalves. Des fluctuations temporelles dans la bioaccumulation peuvent être rattachées au cycle de reproduction de l'espèce (Simpson, 1979).

Lors des phases de croissance pondérale ou de reproduction, l'indice de condition ( $P_{sec}/P_{total}$ ) augmente (Pellerin-Massicote, 1991) et fait diminuer la concentration du contenu métallique de la chair.

Cependant, d'autres facteurs abiotiques mineurs (géochimiques, biogéochimiques) (Azizi *et al.*, 2018) et biologiques interviennent dans la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux. Par exemple, la nature organique des particules sédimentaires et le pH stomacal agissent sur la disponibilité des métaux pour les moules (Gagnon et Fisher, 1997b; Guppy, 2001).



### **1.2.2.3. L'influence des caractéristiques abiotiques de l'habitat**

Les caractéristiques abiotiques (climatiques, géochimiques, chimiques) de l'habitat du bivalve influencent la physiologie des organismes et donc la bioaccumulation des métaux. En effet, le milieu de vie du lamellibranche et sa localisation spatiale déterminent l'intensité des facteurs comme la salinité, la température, le pH, etc., auxquels il est soumis.

A propos de l'influence de cette distribution spatiale reportée aussi par d'autres auteurs (Joiris *et al.*, 2000; Vicente Martorell *et al.*, 2009; Pillai *et al.*, 1986), Varshney (2003) a étudié la bioaccumulation de métaux lourds chez la moule verte *Perna viridis* le long de la côte de Kerala (Inde). Une concentration de Zn plus forte a été retrouvée chez les individus qui vivaient sur les fonds (Varshney, 2003) par rapport à ceux qui étaient près de la surface.

En étudiant le rôle de la température et de la salinité sur la capacité de bioaccumulation des moules, Ünlü et Fowler (1979), ont constaté que l'élévation de la température facilitait à la fois l'entrée et l'excrétion de l'arsenic chez la moule *Mytilus galloprovincialis* exposée expérimentalement à de l'arsenic marqué. Ces mêmes auteurs ont montré qu'en présence d'une salinité de 19 ‰, les individus de *M. galloprovincialis* accumulaient à peu près trois fois plus d'arsenic qu'à 38 ‰. En même temps, la quantité d'arsenic excrétée n'avait que peu variée, sauf à de plus faibles salinités où elle chutait.

D'autres auteurs (Bryan, 1973 ; Philips, 1976) dans deux études respectives sur les moules ont mis en évidence, en présence d'une faible salinité, que l'absorption du Pb diminuait, tandis que celle du Zn était inchangée et que celle du Cd augmentait.

Clowes et Francesconi (2004) ont constaté chez *M. edulis*, après une exposition à l'arsénobétaïne, une forme d'arsenic organique et, dans des conditions de salinité variable, que l'absorption et l'excrétion de ce polluant augmentaient respectivement avec l'élévation et la baisse de la salinité. Selon Otchere (2019), la température et la salinité sont importantes dans la biodisponibilité, la bioaccumulation et l'excrétion des métaux.

### 1.2.3. L'influence de facteurs biologiques

D'autres facteurs biologiques, comme la taille des individus (Schulz-Baldes, 1973 ; Canli et Atli, 2003; Varshney, 2003; Azizi *et al.*, 2018), l'âge et le stade de développement (Canli et Atli, 2003), le sexe (Al-Yousuf *et al.*, 2000; Varshney, 2003), le mode de nutrition (Mathews et Fisher, 2009) et le niveau trophique (Benny et Ayyakkanu, 1992) sont impliqués.

#### 1.2.3.1. L'âge et la taille

Ünlü *et al.* (1979) ont remarqué que des moules de petites tailles contenaient davantage de métaux que les grandes. Précédemment, Boyden (1974 et 1977) et Philips (1976) avaient observé chez la moule *Mytilopsis sallei* une diminution de la concentration en métaux dans les tissus avec l'augmentation de la taille de la coquille. Les mêmes observations ont été faites pour la moule bleue, *M. edulis*, par ces mêmes auteurs pour le Cu, le Zn, le Pb, et le Cd, mais aussi par Schulz-Baldes (1973) pour le Pb. Mackey *et al.* (1975) avaient noté les mêmes conséquences pour les teneurs en Cu et le Zn chez les huîtres *C. commercialis*.

Plus tard, plusieurs auteurs (Lobel et Wright, 1982a,b; Lobel *et al.*, 1982; Popham et D'Auria, 1982) ont précisé que cette relation entre taille et concentration métallique dans les tissus dépendait surtout de la teneur en métal du milieu extérieur et de la durée d'exposition, car les individus qui du fait de leur grandes tailles (donc plus âgés) avaient ainsi été exposés plus longtemps étaient, par exemple, plus riches en Zn. Ce phénomène de dilution n'est donc pas toujours vérifié chez d'autres espèces vivantes.

Chez le polychète *Tharyx marioni*, qui a une forte capacité d'accumuler de l'arsenic dans ses tissus, les teneurs semblables ont été trouvées chez les jeunes et chez les adultes (Gibbs *et al.*, 1983).

Toutefois, les plus grands rapports surface/ volume des individus de petite taille ont une conséquence sur l'absorption des métaux à travers les tissus. En comparant les quantités d'arsenic selon la taille des individus de bivalves, Sharma et Sohn (2009) ont trouvé des quantités nettement plus importantes chez les jeunes (tabl.III-1).

Tableau III- 1 : Comparaison des quantités d'arsenic selon les formes et la taille des individus (Sharma et Sohn, 2009).

Taille	As inorganique en %	As organique en %	Astotal en µg.g-1pf
<b>Moyenne</b>	14,0 ± 27,0	48,25 ± 16,7	7,62 ± 4,10
<b>Petite</b>	12,1 ± 6,82	44,85 ± 16,4	10,71 ± 6,10

### 1.2.3.2. La distribution dans les tissus

Chez les bivalves, les métaux s'accumulent préférentiellement dans l'hépatopancréas, le byssus et les branchies, mais il y a des exceptions.

Tableau III- 2 : Quantités d'arsenic dans différents organes de deux bivalves endogés (Ünlü et al., (1979)

Espèces/mode de nutrition	Organes	Ast (µg.g-1ps)	AsB (µg.g-1ps)
<b>Anadara trapezia</b> (suspensivore)	Viscères	27 ± 7	81 ± 3
	Branchies,	30 ± 10	71 ± 3
	manteau	22 ± 6	85 ± 3
<b>Soletellina briadiata</b> (dépositivore alternatif)	Muscles		
	Viscères	40 ± 5	13 ± 8
	Branchies,	43 ± 12	14 ± 9
	manteau		

Selon Nambishan et Lakshman (1986), les métaux lourds consommés par le pétoncle s'accumulent davantage dans ses gonades. Varshney (2003) a observé, chez plusieurs organismes bivalves (*Mytilus trossulus*, *Crenomutilus grayanus*, *Crassostrea gigas* et *Mizuhopecten yessoensis*) de sexe différent exposés à de fortes quantités de métaux lourds, une contamination plus importante au niveau des ovaires que des testicules, probablement à cause des réserves lipidiques dans les gonades féminines.

Kesavan *et al.* (2013) ont trouvé, en comparant la chair et la coquille de *Crassostrea madrasensis* et *M. meretrix*, des concentrations de métaux plus fortes dans les coquilles.

La comparaison des quantités d'arsenic dans différents organes chez des organismes bivalves a été réalisée par exemple par Ünlü *et al.* (1979). Chez les bivalves fouisseurs, les données sont reportées ci-dessous (tabl.III-2). Les plus grandes concentrations d'arsenic ont été trouvées dans le byssus et l'hépatopancréas (Ünlü et Fowler, 1979). Ces auteurs ont aussi remarqué, lors de l'exposition des moules à de l'arsenic marqué ( $As_{74}$ ), un renouvellement variable du métalloïde selon les tissus et une élimination plus rapide par le byssus.

### **1.2.3.3. Concernant le niveau trophique, le mode de nutrition et les conditions d'élevage**

Les bivalves épigés (ex: les moules) c'est-à-dire qui vivent sur ou au-dessus des sédiments, filtrent les polluants dans la colonne d'eau, tandis que les espèces endogées (ex: les coques) s'enfouissent et absorbent davantage les polluants contenus dans les sédiments (Smolders *et al.*, 2003). Par exemple, en comparant l'huître *C. madrasensis*, avec la palourde *M. meretrix*, Kesavan *et al.*, (2013) ont constaté que cette dernière accumulait davantage de métaux.

Ces derniers sont de bons bioindicateurs de la contamination des sédiments. Les études au laboratoire ou *in situ* faites par Ünlü et Fowler (1979) ont mis en évidence un renouvellement plus rapide de l'As chez les moules sauvages que chez celles d'élevages.

D'après les données de la littérature, la nature et la spéciation d'un métal ainsi que l'espèce de bivalve considérée déterminent principalement les capacités de bioaccumulation. Ensuite, les autres facteurs interviennent.

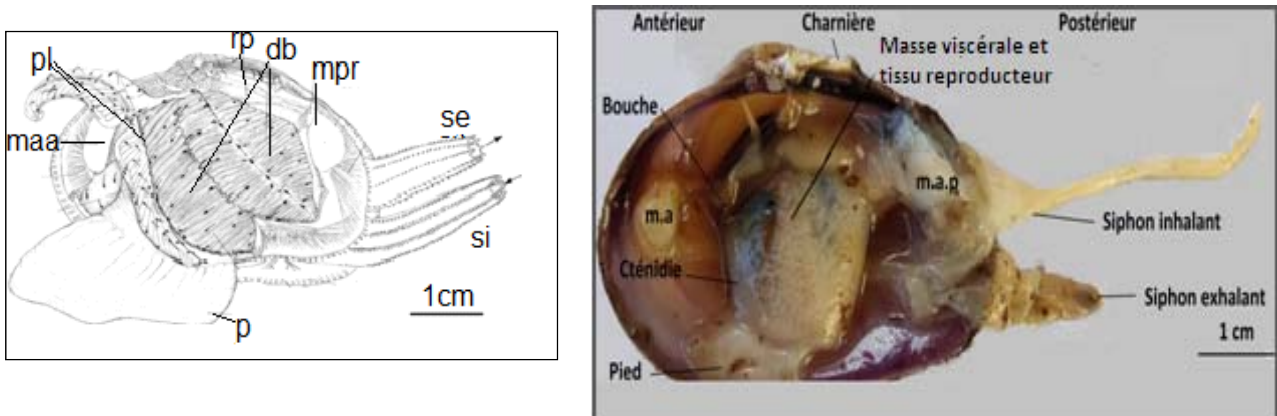
## **2. *La nutrition des bivalves et l'ingestion de métaux***

### **2.1. Le mode de nutrition des bivalves**

Le mode de vie des bivalves est presque exclusivement sessile (Ruppert et Barnes, 1994), aussi ont-ils dû développer des adaptations morphologiques et fonctionnelles (Helm et Trueman, 1957; Morton, 1956, 1977; Newell, 1969, 1976, 1979; Boyden, 1972; Bayne, 1976; Baird et Drinnan, 1957) pour assurer leur nutrition dans les milieux aquatiques, notamment dans les zones intertidales.

En plus du phytoplancton (Cloern , 1982; Asmusa et Asmusa,1991; Loret *et al.*,2000; Arapov *et al.*, 2010; Bilbao *et al.*,2020), les bivalves filtreurs consomment des bactéries (Crosby *et al.*, 1990; Langdon et Newell, 1990; Kreeger et Newell, 1996, 2001), du zooplancton (Sherr *et al.*, 1986; Langdon et Newell, 1990; Kreeger et Newell, 1996, 2001; Le Gall *et al.*, 1997; Loret *et al.*, 2000; Lehane et Davenport, 2002, 2006; Wong *et al.*, 2003; Dupuy *et al.*, 2000; Davenport *et al.*, 2000; Soon *et al.*, 2016) et des matières organiques dissoutes ou particulaires (Manahan *et al.*, 1983; Roditi *et al.*, 2000; Crosby *et al.*, 1990; Langdon et Newell; 1990, Kreeger et Newell, 2001; Prieto *et al.*, 2005; Buestel et Pouvreau, 2000; Bearham *et al.*,2020).

Leur bouche sans radula est située à l'avant du corps et est entourée de 4 palpes labiaux qui conduisent les aliments vers elle. Le corps est entouré par le manteau, tissu associé à des fibres musculaires, qui délimite une cavité palléale contenant de chaque côté du corps deux branchies formés de filaments libres, accolées ou soudées. Ces branchies possèdent à la fois un rôle respiratoire et trophique



**Figure III- 2: Les organes de la filtration chez *A.deflorata*. si: siphon d'inhalation, se: siphon exhalant u : umbo. (b) Vue du côté gauche après le retrait de la valve et du lobe du manteau. Les flèches indiquent la direction des courants ciliaires. (maa:muscle adducteur antérieur; p, pied ; db :demibranchie externe; pl :palpe labiale externe; mr : muscles rétracteur; rp : région péricardique; mpr :muscle rétracteur du pied. (a-D'après Shea, 2004). (b) Localisation de quelques organes-(E.Modestin).Le siphon inhalant a été remonté.**

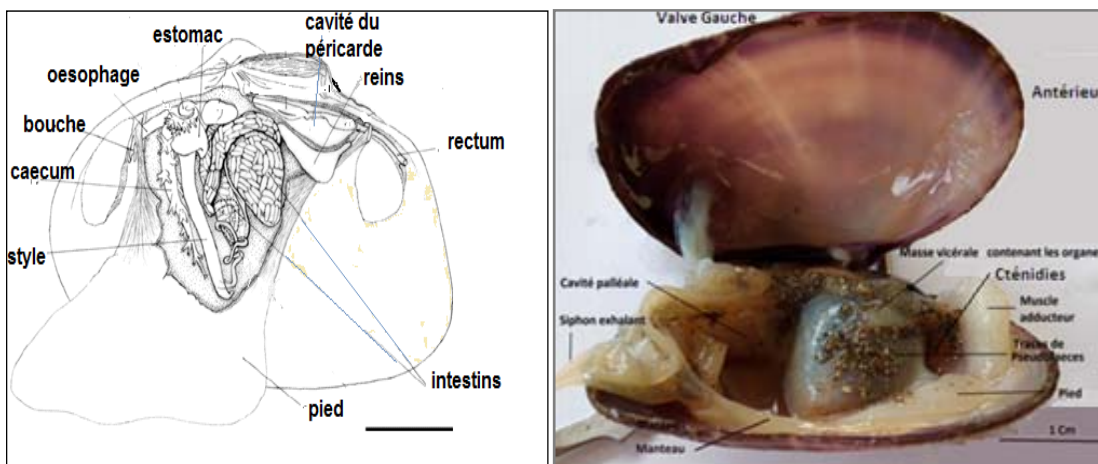
Les branchies ou cténidies sont des organes adaptés à la filtration de l'eau. La plupart des bivalves sont des filtreurs car ils se nourrissent et respirent en créant dans la cavité palléale grâce aux mouvements des cils branchiaux, une circulation d'eau apportant de l'O<sub>2</sub> et des nutriments.

Les gaz respiratoires sont échangés entre l'hémolymphe circulant dans les lacunes délimitées entre deux feuillettes et l'eau circulant dans la cavité palléale. Les feuillettes branchiales sont liés à l'axe branchial qui contient les vaisseaux afférents et efférents. À partir de cet axe, l'hémolymphe circule au sein des lacunes sanguines dans les nombreuses expansions foliacées branchiales (Atkins, 1937a,b).

En plus d'une bouche entourée de palpes labiaux, l'appareil digestif se compose d'un œsophage, d'un estomac, d'un caecum digestif, d'un intestin moyen, d'un rectum et anus (Kellogg, 1903, 1915; Yonge, 1923; Ballantine et Morton, 1956). L'absorption de substances dissoutes se fait à travers les surfaces branchiales (fig III-2) (Yonge, 1923). Les particules retenues par les branchies grâce à un mucus forment un boudin qui est acheminé à l'aide des palpes vers la bouche qui s'ouvre sur un œsophage court puis un estomac possédant une tige cristalline à fonction enzymatique (fig.III-3) (Beninger *et al.*,1993,1997).

Les particules volumineuses ou minérales sont rejetées et forment les pseudofaeces (Levinton *et al.*,1996). Les déchets de la digestion sont rejetés dans les faeces selon les espèces, la taille maximale des particules ingérées est d'environ 100µm (His et Cantin, 1995).

L'appareil excréteur est constitué de deux reins situés de chaque côté du corps et contre la cavité du péricarde.



**Figure III- 3 : organisation de l'appareil digestif d'*A.deflorata*. Échelle = 1 cm (a)D'après Shea, 2004). (b)Coquille ouverte avec particules de sédiments triés (pseudofeces) (E.Modestin)**

La plupart des bivalves sont fouisseurs ou endogés (ex: les palourdes, les coques) et possède des siphons, exhalant et inhalant plus ou moins longs qu'ils enfouissent en s'ancrant dans le sable ou dans la boue grâce à leur pied très développé (fig.III-4). Les fouisseurs peuvent être soit des suspensivores, soit des dépositivores ou des dépositivores alternatifs.

Les organismes suspensivores récupèrent et ingèrent des particules en suspension dans l'eau; ces particules pouvant être des microorganismes, des débris organiques et des sédiments en suspension dans l'eau (Tenore, 1988). Ils utilisent pour cela leur siphon large inhalant dressé au-dessus du fond et par lequel l'eau circule (fig.III-

4b). Dans ce cas, le bivalve absorbe aussi toutes les particules situées dans la colonne d'eau juste au dessus du sédiment (Newell et Hidu, 1986) .

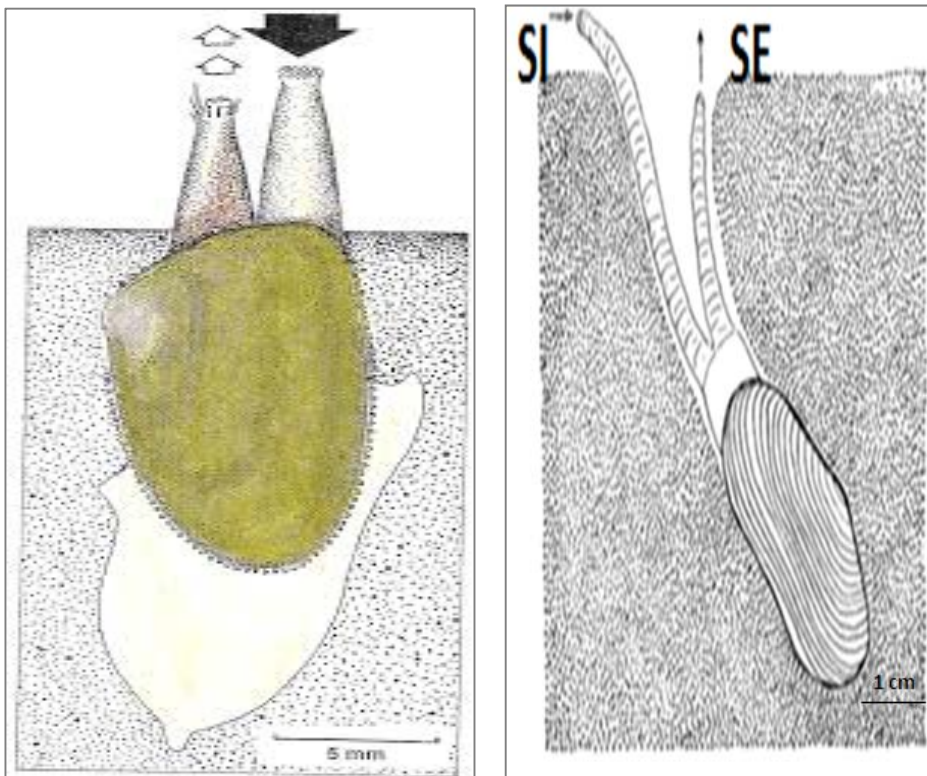


Figure III- 4 : Les siphons de *Paphies elongata* (a), bivalve endogé suspensivore (Morton, 2016) et ceux d'*Azorinus chamasolen* (b) bivalve endogé dépositivore (Yonge, 1949) (SI : siphon inhalant, SE : siphon exalant).



C'est le cas des bivalves comme les Lucinidae (fig.III-5) et les Psammobiidae (fig.III-2). Les Lucinacea, superfamille à laquelle appartient les Lucinidae, se distinguent par la présence d'un pied vermiforme qui lui permet de creuser profondément dans le sédiment un tube inhalant (Allen, 1958), par lequel l'eau pénètre.

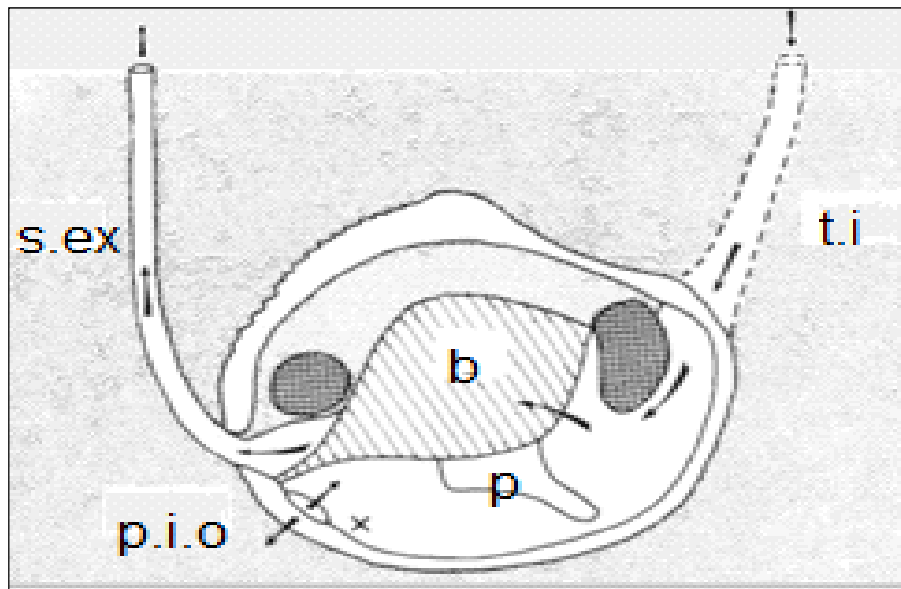


Figure III- 5 : Nutrition chez une Lucinidae, *M.spinifera* (Dando et al., 1985). ti, tube inhalant ; s.ex, siphon exhalant; b, branchie; p, pied; p.i.o, ouverture inhalante postérieure; x, sortie de pseudofaecès.

Les dépositivores se nourrissent dans les dépôts situés à la surface des sédiments ou en profondeur (Tenore, 1988). Enfouis dans un substrat meuble (fig.III-4a), ils laissent émerger leur siphon inhalant plus ou moins long au-dessus du sédiment (Yonge, 1949). Ce siphon de faible diamètre aspire en balayant le fond, du phytoplancton, des bactéries et des débris organiques, mais aussi particules minérales. Chez les *Tellinicae*, beaucoup d'espèces sont des dépositivores selon Yonge (1949) (*Tellina tenuis*, *Macoma balthica*, *Abra alba*), ou des dépositivores alternatifs (*A.deflorata*, *Scrobicularia plana*).

Les débris de macroalgues constituent une ressource alimentaire directement assimilable par les dépositivores comme *A. deflorata* contrairement à ceux des phanérogames marines, plus réfractaires et qui nécessitent l'action de microorganismes (Tenore, 1988).

Le bol alimentaire des dépositivores est plus riche en détritiques qu'en microorganismes (par ex. Christian et Wetzel, 1978 ; Rublee, 1982; Rice et Hanson, 1984), la biomasse de ces derniers étant insuffisante pour satisfaire les besoins alimentaires de ces bivalves (Cammen, 1980).

Les caractéristiques des ressources trophiques (disponibilité et qualité des nutriments telle que l'abondance phytoplanctonique) influencent fortement leur reproduction (Rajagopal, 1991), leur nutrition et leur croissance (Manoj Nair et Appukuttan, 2003; Gilg *et al.*, 2014). En effet, les conditions trophiques jouent aussi un rôle essentiel dans la détermination de la gamétogenèse et la ponte, notamment chez les bivalves tropicaux (Lee, 1988; Cheung, 1991; Sreedevi *et al.*, 2014).

## **2.2. L'absorption des métaux**

L'entrée des métaux dans les organismes bivalves peut se faire par voie indirecte (voie trophique), lors de l'ingestion de sédiments et de microorganismes, ou lors de la filtration de la colonne d'eau. Par exemple, chez la moule *P. viridis*, il a été constaté que la contamination par le Zn pouvait se faire directement par les sédiments (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005), par l'eau (Chong et Wang, 2001) mais aussi par la nutrition (particules en suspension dans l'eau) (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005).

L'entrée des métaux dans les organismes bivalves peut se faire aussi directement à travers la surface corporelle et par les organes d'échanges (branchies). Les contaminants dissous dans l'eau peuvent traverser les membranes cellulaires.

Chez les bivalves, les branchies, le manteau (Bélanger, 2009), le pied, les siphons ou le byssus sont des voies privilégiées d'entrée des contaminants. Les métaux sont donc absorbés par les bivalves à partir de trois principales modalités différentes :

- les formes dissoutes organiques ou non contenues dans l'eau filtrée,
- les formes inorganiques particulaires en suspension dans la colonne d'eau (Huang *et al.*, 2007) ou adsorbées sur des particules organiques ou minérales (sédiments) et pour certains métaux,
- les formes organiques et minérales contenues dans la nourriture ingérée (Jalali *et al.*, 2001).

Les métaux circulent ensuite dans l'hémolymphe et se concentrent dans l'organisme bivalve, en particulier dans un premier temps au niveau des organes directement en contact avec le milieu aquatique (ex: les branchies) puis dans les autres organes. Les mollusques accumulent les métaux principalement dans deux organes: les reins et l'hépatopancréas.

### **2.3. La régulation: métabolisation et excrétion des métaux**

La concentration d'une substance dans un organisme vivant à un moment donné est le résultat d'un ensemble de mécanismes physiologiques (Cossa, 1997). Un individu accumule des métaux dits essentiels, c'est-à-dire qui présentent d'une fonction dans son organisme, selon ses besoins (Cossa, 1997). Par exemple : de nombreux métaux (Mo, Mn, Mg, Zn) jouent le rôle de co-facteurs d'enzymes (Bowen et Dupureur, 2003; Cossa, 1997) impliquées dans des réactions métaboliques importantes.

Pour ces métaux utiles au fonctionnement de l'organisme, mais aussi pour quelques autres, il y a une régulation de la concentration autour d'une valeur stable en fonction de la biodisponibilité du métal (Phillips et Rainbow, 1993) grâce à des phénomènes de métabolisation et de stockage accompagnée d'une excrétion du surplus.

Lors de la métabolisation, la réactivité du polluant est diminuée ou supprimée de sorte qu'il devient plus stable (Simkiss *et al.*, 1982). L'homéostasie métallique est une protection de l'organisme contre la toxicité des métaux (Roesijadi et Fellingham, 1987 ; Palmiter, 1998). Aussi, la quantité de métal bio-accumulée dépend-elle de son flux entrant et des mécanismes de régulation.

Chez les organismes aquatiques, les tissus impliqués dans la désintoxication des métaux sont la glande digestive (hépatopancréas) et les branchies de mollusques et de crustacés (Raspor *et al.*, 2004 ; Mouneyrac *et al.*, 1998) et le rein (Bebianno *et al.*, 1993, 1994). Les cellules de ces tissus fabriquent en quantité des protéines, les métallothionéines (MTs) qui jouent un rôle dans la régulation des métaux essentiels (Sakar *et al.*, 2006; Vellinger, 2012; Rahman *et al.*, 2017) et dans la détoxification cellulaire (Roesijadi, 1992 ; Viarengo et Nott, 1993; Mason et Jenkins, 1995; Klaassen *et al.*, 1999 ; Park *et al.*, 2001 ; Fraysse *et al.*, 2006) en contribuant à l'absorption, le stockage et l'excrétion des métaux (Bebianno *et al.*, 1993, 1994, Sakar *et al.*, 2006). Des granules intracellulaires contenant une quantité faible de matière organique (>10 %) (Sullivan *et al.*, 1988) peuvent aussi séquestrer des métaux. Ces granules ont été observés dans les hémocytes de plusieurs espèces de bivalves marins (Marsh et Sass, 1985) mais aussi dans les tissus digestifs et excréteurs tels que les reins (Azizi *et al.*, 2018).

Chez les moules, la bioaccumulation de certains métaux tels que le cuivre et le zinc est régulée (Phillips et Rainbow, 1989). Martin *et al.*, (1976) ont observé chez des huîtres adultes, après une introduction dans un milieu de culture normal, la disparition de la coloration verdâtre du manteau, due au cuivre. Ils en ont déduit l'excrétion rapide de ce cuivre. L'excrétion de métaux semble se faire prioritairement par les reins (Azizi *et al.*, 2018) par exocytose de lysosomes ou expulsion des granules (George *et al.*, 1976) mais l'élimination à travers les téguments, par les faécès ou par la production de byssus est possible (George *et al.*, 1976 ; Regoli *et al.*, 1992).

Du fait de leur mode de nutrition, les bivalves sont réputés pour être de bons bioaccumulateurs de métaux (par ex. Boening, 1999; Huang *et al.* 2007; Bélanger, 2009). La quantité de métaux présents chez un organisme dépend de plusieurs facteurs dont les plus importants sont l'espèce et le type de métal. En effet, la composition chimique d'un polluant détermine sa stabilité, sa dégradation et sa métabolisation. Tous les métaux ne sont pas métabolisés de la même façon.

## 3. L'arsenic dans l'environnement des bivalves marins

### 3.1. Structure et spéciation

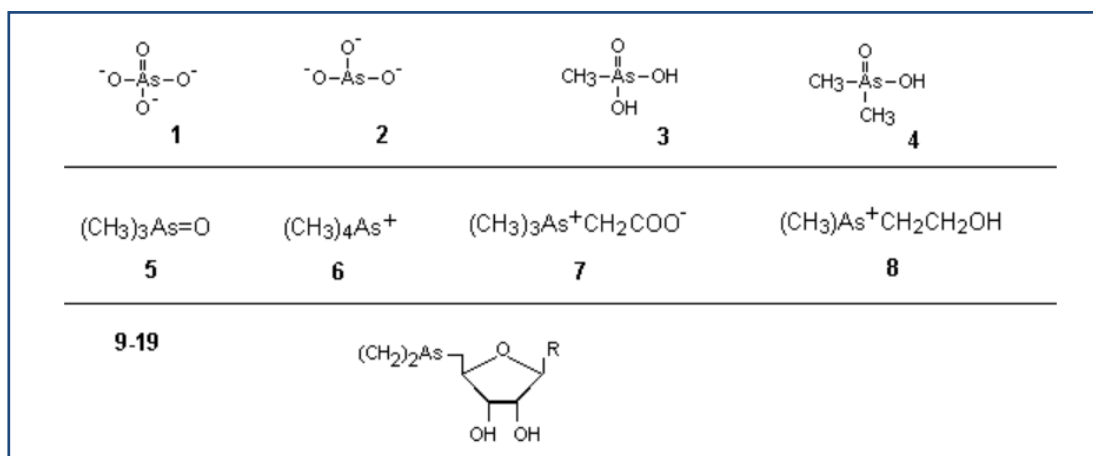
L'arsenic est un élément chimique naturel classé métalloïde pour ses propriétés à la fois de métal et d'élément non métallique (Phillips, 1990). Présent naturellement dans la croûte terrestre (Phillips, 1990; Sharma et Sohn, 2009; Pétursdóttir, 2010) avec une concentration moyenne de 3-5 mg.kg<sup>-1</sup> (Phillips, 1990), il en est le vingtième élément en termes d'abondance (Cullen et Reimer, 1989; Mandal et Suzuki, 2002). Ce métalloïde existe sous différentes formes chimiques (Phillips, 1990 ; Mitra *et al.*, 2017), inorganique ou organique (tabl.III-3). On estime qu'il y a plus de 50 espèces d'arsenic dans la biosphère (Pétursdóttir, 2010).

L'As inorganique possède quatre degrés d'oxydation (valence) possibles qui sont: – III (arsine), 0 (arsenic), + III (arsenite) et +V (arsenate) (Phillips, 1990 ; Ng, 2005 ; Sharma et Sohn, 2009). Les formes organiques n'ont que deux valences possibles (+III et +V).

Il existe plus d'une quarantaine de formes d'organoarsénicaux (Maher *et al.*, 2013), les principales trouvées dans les organismes aquatiques sont l'arsénobétaïne (AsB),

l'arsénocholine (AsC), les arsénoglucides (AsG) et les formes méthylées simples: le monométhylarsonate (MMAV), le monométhylarsonique (MMAIII), le diméthylarsinate (DMAV), le diméthylarsinique (DMAIII), l'oxyde triméthylarsinique (TMAO) et l'ion tétraméthylarsonium (TETRA) (Gebel, 2000 et 2002; Dagnac *et al.*, 1998; Francesconi et Edmonds, 1996; Gailer *et al.*, 1995; Lai *et al.*, 1999; Liu *et al.*, 2007).

**Tableau III- 3 : Principales espèces d'arsenic dans la biosphère (Sharma et Sohn 2009) 1 : arseniate ; 2 : arsénite ; 3 : monométhylarsonate ; 4 : diméthylarsinate ; 5 : oxyde triméthylarsinique ; 6 : ion tétraméthylarsonium ; 7 : arsénobétaïne ; 8 : arsénocholine.**



La spéciation de l'arsenic dépend de plusieurs facteurs dont le potentiel rédox et le pH. Avec le développement de nouvelles méthodes d'analyse, le nombre d'espèces d'arsenic organiques retrouvées ne cesse d'augmenter selon Sharma et Sohn, 2009.

### 3.2. Les sources d'arsenic dans le milieu marin

L'arsenic est naturellement présent avec une concentration moyenne de 3-5 mg.kg<sup>-1</sup> (Phillips, 1990) dans la croûte terrestre (Phillips, 1990; Sharma et Sohn, 2009; Pétursdóttir, 2010), en particulier dans les roches ignées, sédimentaires et volcaniques (Cullen et Reimer, 1989).



Figure III- 6 : (a) Cristaux d'orpiment  $As_2S_3$  (Barney's Canyon, Utah) photo : R.M. Lavinsky, 2012, wikimedia (b) Arsénopyrite  $FeAsS$  gris métallique et quartz blanc. École Polytec. de Montréal, photo : P. Bédard 2009

Il est le 14<sup>ème</sup> élément en termes d'abondance dans le milieu marin (Mandal et Suzuki, 2002). Ce métalloïde serait présent dans plus de 245 minerais (Bissen et Frimmel, 2003a, b). Pouvant s'associer à plusieurs éléments minéraux, il se trouve généralement le plus souvent lié avec le soufre (S) sous la forme de composé sulfuré (fig.III-6), dont les plus connus sont l'arsénopyrite ( $FeAsS$ ) (EFSA, 2009), le réalgar ( $As_4S_4$ ), et l'orpiment ( $As_2S_3$ ) (Phillips, 1990). L'arsenic et les sulfures ont des caractéristiques géochimiques proches et leurs cycles sont souvent interconnectés (Härtig et Planer-Friedrich, 2012).

Selon le type de roche, la concentration d'arsenic peut varier de 0,1 à plusieurs centaines de milligrammes d'arsenic par kilogramme, avec une moyenne de 2-3 mg d'As/kg (Cullen et Reimer, 1989).

La présence des métaux dans les sols, l'air ou le milieu aquatique peut être d'origine naturelle ou anthropogénique. Lors de son cycle (fig.III-7), l'arsenic est entraîné naturellement dans le milieu marin par des processus d'altération et d'érosion de ces roches, ou par dépôts atmosphériques provenant d'émissions volcaniques (McSheehy *et al.*, 2003; Cullen et Reimer, 1989). Il s'infiltré par le ruissellement dans les sols et se retrouve sous forme d'arsenic inorganique dans les eaux souterraines (McSheehy *et al.*, 2003), les eaux douces et marines (Ferguson et Gavis, 1972 ; Wood, 1974).

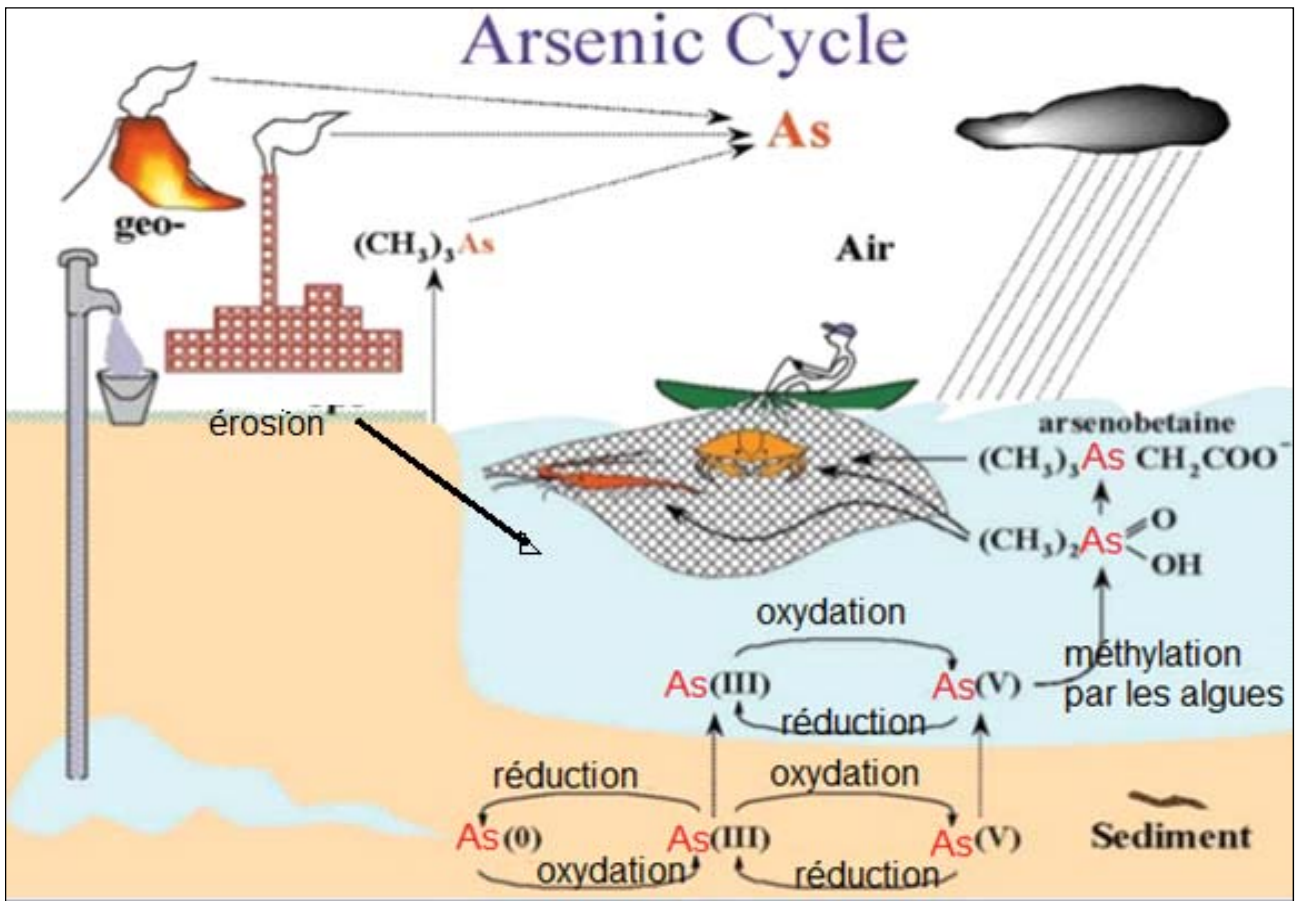


Figure III-7: Le cycle biogéochimique de l'arsenic (AnupGhimire, 2013) <http://www.anupghimire.wordpress.com>.

Les activités humaines qui peuvent générer de l'arsenic (Walsh, 1979 ; Cullen et Reimer, 1989; Ravenscroft *et al.*, 2011; Naujokas *et al.*, 2013 ; Jiang *et al.*, 2013) sont nombreuses. Selon Cullen et Reimer (1989), les activités minières, la fusion des métaux et la combustion des roches fossiles sont les principales sources anthropiques d'arsenic dans les milieux de vie. Il a de très nombreuses applications industrielles et agricoles (pesticides) et est utilisé dans de nombreux alliages, par exemple, avec le plomb dans les batteries automobiles. Néanmoins, malgré sa toxicité (il est classé cancérigène de type 1), il est utilisé sous forme de trioxyde d'arsenic ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) pour soigner certaines leucémies aux USA et en Europe (Huynh, 2018).



### **3.3. Distribution et spéciation de l'arsenic dans l'eau et les sédiments marins**

Dans le milieu marin, diverses formes chimiques d'arsenic ont été détectées (Fattorini *et al.*, 2006; Akter *et al.*, 2005; Francesconi, 2010; Foster et Maher, 2016 ; Mitra *et al.*, 2017). Les présences d'arsénite et d'arséniate ont été mise en évidence par Atkins et Wilson en 1926, puis ont été ensuite confirmées par plusieurs auteurs (Gorgy, 1948 ; Andreae, 1978 et 1979). L'arsenic inorganique y est dominante (Edmonds et Francesconi, 1993; Borak, 2007) et il s'agit majoritairement de l'arséniate (AsV) (Cullen et Reimer, 1989; Tamaki et Frankenberger, 1992; Francesconi *et al.*, 1998 ; Francesconi et Kuehnelt, 2002; Reimer *et al.*, 2010).

L'arséniate prédomine surtout dans les conditions oxydantes habituelles des couches superficielles de l'océan et des sédiments (Johnson, 1972 ; Johnson et Burke, 1978) mais dans les eaux anaérobies, la réduction de l'arséniate entraîne une plus grande abondance de l'arsénite (Peterson et Carpenter, 1983; Masscheleyn *et al.*, 1991; Maher *et al.*, 2013).

#### **3.3.1. Concentration et spéciation de l'arsenic dans les eaux marines**

Dans le milieu marin, l'arsenic est largement distribué à des niveaux proches de 1 à 2  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Ng, 2005; Francesconi et Edmonds, 1993). Cependant d'après les données de Francesconi et Edmonds, (1993), les eaux estuariennes et de surface peuvent être beaucoup plus riches et contenir plus de 50  $\text{mg.l}^{-1}$  d'AsT (tabl.III-5).

L'étude de la distribution des espèces d'arsenic dans les eaux marines réalisée par Tanaka et Santosa (1995) montre qu'en haute mer, dans les eaux de surface, une distribution de ces espèces dans l'ordre de décroissance suivant: AsV > AsIII > DMA > MMA.

La distribution des espèces d'arsenic dépend des océans (tabl.III-4) mais dans tous les cas, l'arséniate prédomine. En haute mer, les formes méthylées simples (DMA+MMA) contribuent à moins de 20 % à la quantité d'As dans l'océan Indien (Tanaka et Santosa, 1995).

**Tableau III- 4 : Spéciation de l'arsenic dans quelques océans.**

	<b>Asi en ng.l-1</b>	<b>AsIII en %</b>	<b>AsV en %</b>	<b>DMA en %</b>	<b>MMA en %</b>	<b>références</b>
<b>Antarctique</b>	1048	0,2	97	2	4	Tanaka et Santosa, 1995
<b>O.Indien Est</b>	785	27	52	17	0,8	
<b>McMurdo Antarctique</b>		0,8	98	0,8	0,7	Andrea, 1986

Dans les eaux de surface, l'arsenic est constitué principalement d'arséniate, d'une faible quantité d'arsénite (AsIII), de methylarsoniate (MMA) et de dimethylarsinate (DMA) (Borak, 2007; Borak et Hosgood, 2007; Andreae, 1979; Karthikeyan *et al.*, 1999; Cabon et Cabon, 2000).

**Tableau III- 5 : comparaisons de la spéciation de l'arsenic dans différents milieux marins (voir Francesconi et Edmonds, 1993).**

<b>Milieux</b>	<b>Sites</b>	<b>AsI mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>AsV mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>As III mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>MA mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>DMA mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>TMA mg.l<sup>-1</sup></b>
<b>Eau de mer</b>	<b>NE Pacifique et Californie</b>	1-2	>50 %	Traces / 11-49 %	Traces	Traces	ND
<b>Eaux interstitielles</b>	<b>NE Pacifique</b>	1-2,5	>50 %	Traces	ND	ND	ND
<b>Eaux marines de surface</b>	<b>Colombie Britannique</b>	3-52	11- 49 % à>5 %	11-49 % à>50 %	Traces /1-10 %	Traces /1-10 %	Traces / 1-10 %
<b>Eaux estuariennes</b>	<b>Estuaire UK</b>	5-62	>50 %	<40 %	Traces /1-10 %	Traces /1-10 %	ND

Le taux d'arsenic des eaux estuariennes et de surface fluctuent saisonnièrement (Cullen et Reimer, 1989). Dans les eaux côtières, les variations saisonnières (tabl.III-6) sont importantes et l'arsenic organique (DMA+MMA) constitue environ 50 % de l'arsenic total, avec en majorité du DMA

Les résultats de Tanaka et Santosa, (1995) indiquent des pourcentages pour les formes simples méthylées (DMA, MMA) plus élevés pendant la période estivale, dans les eaux côtières de la baie de Tokyo, de la Mer du Japon et du Golfe Persique.

Le DMA et le MMA sont les seules formes d'organoarsénicaux stables dans les eaux marines car les autres espèces sont rapidement métabolisées. Ces composés simples méthylés sont issus du métabolisme du phytoplancton mais aussi de la dégradation bactérienne de composés organiques plus complexes, aussi ces derniers ne sont-ils présents qu'à l'état de traces dans l'eau de mer.

Dans les eaux côtières eutrophes, le phytoplancton absorbe aisément l'arséniate à la place du phosphate du fait de l'analogie entre ces deux molécules (Sanders, 1985; Tanaka et Santosa, 1995).

En haute mer, la température semble avoir une importance sur la spéciation puisqu'elle stimule la production phytoplanctonique et donc les quantités d'arséniate absorbées augmentent. En conséquence, l'excrétion des formes méthylées augmente en période chaude alors que celles des formes inorganiques diminuent (tabl.III-4).

Les variations saisonnières de température induisent des variations de production phytoplanctonique expliquant les différences de spéciations saisonnières et latitudinales observées (Tanaka et Santosa, 1995).

**Tableau III- 6 : Variations saisonnières de l'arsenic dans les eaux côtières (Tanaka et Santosa, 1995)**

<b>Eaux côtières</b>	<b>Saisons</b>	<b>Asi (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	<b>(MMA+DMA)(ng.l<sup>-1</sup>)</b>
<b>Baie de Tokyo</b>	<b>Juin 1990</b>	610 ± 326	220 ± 73
	<b>Novembre 1990</b>	1100 ± 267	80 ± 113
<b>Mer du japon</b>	<b>Juin 1991</b>	478 ± 255	588 ± 408
	<b>Juillet 1992</b>	595 ± 126	290 ± 177
	<b>Décembre 1991</b>	930 ± 74	36 ± 21
<b>Golfe Persique</b>	<b>Août 1991</b>	600 ± 167	467 ± 202
	<b>Mars 1994</b>	1647 ± 623	55 ± 28

La présence de l'arséniate et de ces composés méthylés a été mise en relation avec les concentrations de chlorophylle ou l'absorption de carbone radioactif (C<sub>14</sub>) et l'activité photosynthétique (Andreae, 1978, 1979). Ces relations ont contribué à confirmer la prédominance de l'arséniate dans les eaux marines. De plus, au niveau de la zone photique, les activités des microorganismes génèrent respectivement de l'arséniate (Pétursdóttir, 2010) et des formes méthylées et déméthylées.

Une corrélation positive a été mise en évidence entre la distribution verticale de la concentration de DMA et celle de respectivement du phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ( $r=0,77$ ) et des nutriments ( $\text{NO}^{-2}$ ,  $\text{NO}^{-3}$ ,  $r=0,79$ ) (Tanaka et Santosa, 1995). D'après ces auteurs, ces corrélations s'expliquent par l'excrétion du DMA par les organismes photosynthétiques. tandis que celle de l'arséniate croît légèrement à la base de la zone photique (Andreae, 1979). Au-delà de cette zone, c'est la quantité d'arsénite qui augmente progressivement dans les eaux profondes (Pétursdóttir, 2010), sous l'effet des activités bactériennes (Andreae, 1978).

En comparaison, dans les eaux douces où l'arsenic est moins présente, les concentrations habituelles varient entre  $0,15\text{--}0,45 \mu\text{g.l}^{-1}$ , tandis que dans les eaux souterraines non polluées, des valeurs atteignant  $10 \mu\text{g.l}^{-1}$  peuvent être atteintes (Bissen et Frimmel, 2003a, b).

### **3.3.2. Concentration et spéciation de l'arsenic dans les sédiments marins**

Avec des quantités supérieures à  $40 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Francesconi et Edmonds, 1994) les sédiments marins peuvent contenir davantage d'arsenic que l'eau de mer (voir tableau III-7). La spéciation de l'arsenic dans les sédiments et dans sa phase aqueuse est en relation avec les caractéristiques physico-chimiques (potentiel redox (Eh), pH, salinité, température), géochimiques (Fe, Mn, S) et l'activité biologique.

L'arsenic peut être séquestré par les argiles ou par coprécipitation métallique (Fe, S).

Dans la couche superficielle des sédiments, dans des conditions oxydantes et de pH situé entre 4 et 10, l'As est adsorbé sous forme d'arséniate (Riedel *et al.*, 1987), à la surface des particules sédimentaires telles que des oxydes et hydroxydes de Fe (Maher, 1984,1985) et des matières organiques (Riedel *et al.*, 1987). L'eau s'infiltré dans les sédiments et transporte l'arsenic à l'état dissous ou solide en profondeur.

Tableau III- 7 : Spéciation et concentration de l'arsenic dans les sédiments marins (n.d : non déterminé).

Type de sédiments	AsT µg.g-1pf	As lié carbonate, organique et sesquioxide	Asi	As <sub>org</sub>	Références
Sédiments marins	2-20	n.d	n.d	n.d	Martin <i>et al.</i> , 1976
Sédiments pélagiques n=3	13,9- 17,9 µg g <sup>-1</sup>	68–84%	77–83%	23-17%	Maher, 1984
Sédiments* estuariens n=3	16,4- 28,7 µg g <sup>-1</sup>	66–70%	92-43%	8- 57%	Maher, 1984

\* La présence de l'usage de pesticides à base d'arsenic a été suspectée dans la zone d'étude (Maher, 1984).

Des échanges d'état d'oxydation et de spéciation se produisent à l'interface eau-sédiment, comme en profondeur. En profondeur dans les sédiments réduits, c'est la forme trivalente qui prédomine (Riedel *et al.*, 1987). Une partie de l'arsenic dissoute (formes méthylées, arsénite) produite en profondeur diffuse vers la surface et en milieu oxydée, l'arsénite est converti en arséniate (Riedel *et al.*, 1987).

Ce phénomène est facilité par l'activité des organismes fouisseurs tels que les annélides polychètes ou des bivalves (liste non exhaustive). Dans les sédiments marins des thioarsénicaux peuvent se former, du fait de leur richesse en sulfures (0,1–1 mM), en présence d'un pH neutre et dans des conditions réductrices. (Sharma et Sohn, 2009).

## **4. L'arsenic dans les sources trophiques des bivalves intertidaux**

La majorité de l'arsenic accumulée dans les tissus animaux est issue de leur régime alimentaire (Sanders *et al.*, 1989; Francesconi et Edmonds, 1994) et de leur métabolisme. Les bivalves, quant à eux, consomment du phytoplancton, des bactéries, des débris de matières organiques provenant de diverses sources dont les macrophytes en décomposition.

### **4.1. Dans les macroalgues et le phytoplancton**

#### **4.1.1. La concentration en arsenic**

Les algues marines ont une importante capacité à bio-concentrer de l'arsenic dans leurs tissus. Chez les macroalgues, des concentrations d'arsenic de l'ordre de 20 à 100 mg kg<sup>-1</sup>ps (Rose *et al.*, 2007), voire supérieures à 200 (Maher et Clarke, 1984; Tagawa et Kojima, 1976), sont souvent mesurées. Par rapport à l'eau de mer, selon le type d'algues le Fbc se situe entre 1000 et 50000 (chez les macroalgues) (Francesconi et Edmonds, 1993; Ma *et al.*, 2018), ou 1000 à 10000 fois d'après Borak, 2007.

Chez les macro-algues des différences d'accumulation existent entre les familles, les genres et les espèces (Ma *et al.*, 2018). Parmi ces algues, les sargasses sont connues pour leur concentration élevée en arsenic.

Dans la baie de Todos os Santos (Brésil), parmi toutes les algues analysées dans leur étude, ce sont dans celles du genre *Sargassum* spp que Brito et al. (2012) ont trouvé davantage d'As ( $178 \pm 9$  à  $189 \pm 5$  mg.kg<sup>-1</sup>ps). Cette teneur élevée en As chez les phéophycées a été mise en relation avec son analogie structurale avec le phosphate (P) par certains auteurs, par exemple (Phillips, 1990; Farias *et al.*, 2007).

L'organisation structurale et fonctionnelle des algues brunes semblent expliquer la forte aptitude bioaccumulatrice de ces algues. Les thalles présentent de grandes surfaces d'échanges (filaments, ramifications foliacées...) et ainsi qu'une croissance rapide (Littler *et al.*, 1983; Lüning, 1990) nécessitant un approvisionnement important en nutriments minéraux (Lee et Wang, 2001; Malea et Kevrekidis, 2014).

Dans les micro-algues, la concentration d'arsenic trouvée varie en général entre 2-50 µg.g<sup>-1</sup> ps (Pétursdóttir, 2010) et chez les *Cyanophyceae*, elle est estimée à des concentrations variant entre 10,4-18,4 µg. g<sup>-1</sup>ps selon Thomson *et al.*, 2007.

#### 4.1.2. La spéciation de l'arsenic dans les algues

Plusieurs espèces d'arsenic sont présentes dans les algues marines (Francesconi et Edmonds, 1998). Néanmoins, généralement, les arsenoribosides constituent la majeure partie de l'arsenic total de ces algues (Francesconi et Kuehnelt, 2002; Tukai *et al.*, 2002. Maher *et al.*, 2009 et 2012; Price *et al.*, 2012). Des quantités d'As inorganique sont aussi présentes (Price *et al.*, 2012) ainsi que de simples composés d'arsenic méthylés tels que le MMA, le diméthylarsénate (DMA) (Price *et al.*, 2012), le diméthylarsénoéthanol (DMAE) et des formes méthylées complexes des diméthylarsénoribosides (Maher *et al.*, 2009).

Chez les macroalgues, au moins 15 arsénoglucides ont été identifiés (Francesconi *et al.*, 1992; Edmonds et Francesconi, 1981) en quantités importantes (Francesconi *et al.*, 2002; Sloth, 2005), notamment chez les *Chlorophyceae* et les *Rhodophyceae*, dans lesquels on a trouvé environ 45 % d'arsénoglucides (Rahman *et al.*, 2012).



Ces arsénoglucides sont majoritairement présent sous forme d'arsénoribosides (Morita et Shibata, 1990; Francesconi et Edmonds, 1993; Maher *et al.*, 2009; Price *et al.*, 2012).

D'autres composés tels que le tétraméthylarsonium, le phosphatidylarsénocholine (AsC), et le triméthylarsoniopropionate sont présents en faible quantité (Francesconi *et al.*, 2000 ; Kirby *et al.*, 2002).

Selon Francesconi et Edmonds (1988), des arsénoribosides sont des intermédiaires possibles pour la synthèse d'arsénobétaine à travers les réseaux trophiques. L'arséniate est absorbé par les microalgues et les algues grâce aux canaux transmembranaires (fig. III-9) impliqués dans le transport du phosphate (Francesconi et Edmonds, 1998 ; Meharg et Hartley-Whitaker, 2002; Ullrich-Eberius *et al.*, 2005; Francesconi, 2010; EFSA, 2009; Meharg et Hartley-Whitaker, 2002).

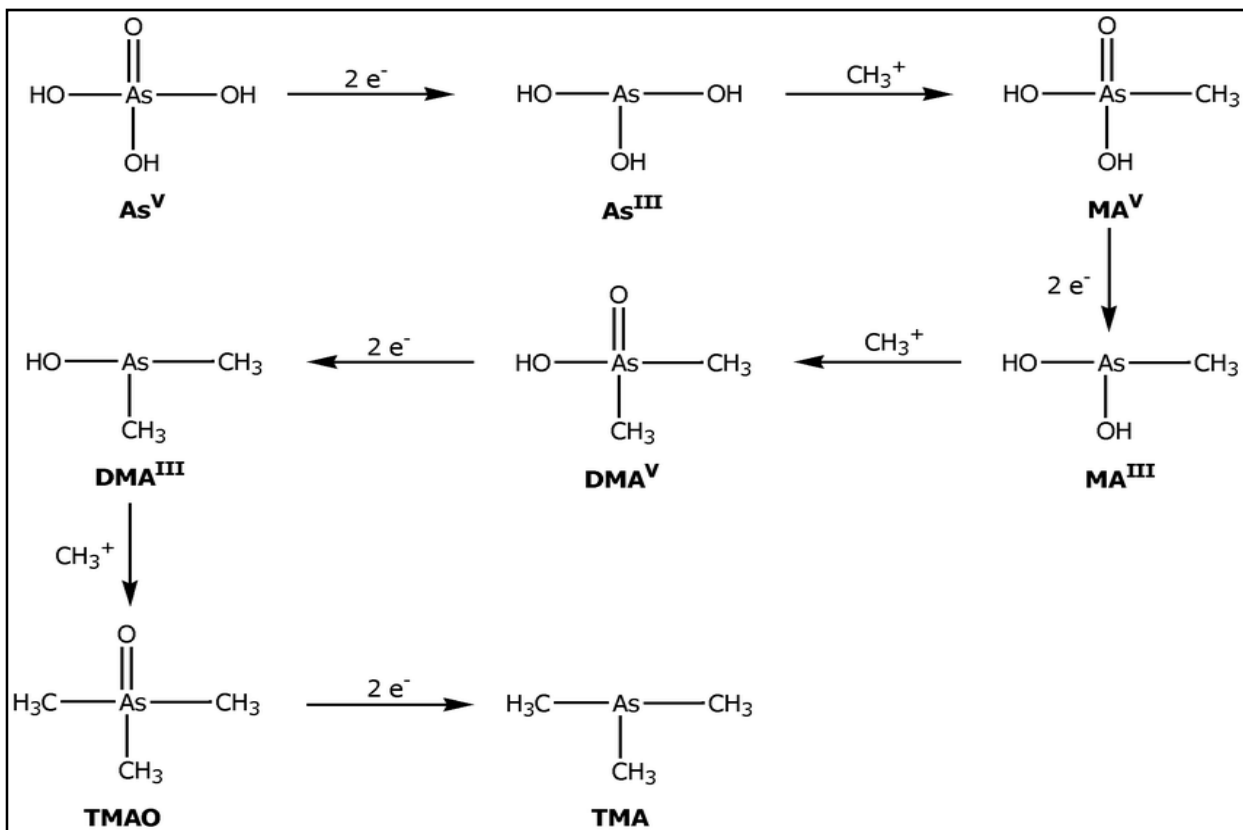


Figure III- 8 : biotransformation de l'arséniate chez les algues (Maher *et al.*,2009).

Les algues assimilent l'As inorganique en réduisant l'AsV (arséniate) prélevé dans l'eau grâce à un système enzymatique (fig. III-8; 9) en AsIII (arsénite) (Sanders *et al.*, 1989) et en produisant des méthylarsénicaux (Edmonds et Francesconi, 1987 ; Karadjova *et al.*, 2008) tels que MMA et DMA en faible quantité (Phillips, 1990 ; Tamaki et Frankenberger, 1992; Sanders et Riedel, 1993) et surtout des arsénoglucides (Phillips, 1990; Tamaki et Frankenberger, 1992) contenant un arsenic pentavalent lié à deux groupes méthylés (Edmonds et Francesconi, 1993).

Cependant, le métabolisme de l'arsenic varie selon les algues. Mamun *et al.* (2019) ont mis en évidence de telles différences chez trois espèces de macroalgues (fig. III-8; 9).

Ces auteurs ont déduit que *S. patens* n'avait pas la capacité de biométhyliser l'arsénite (voir fig.II-9), contrairement à *S. horneri* et à *Pyropia yezoensis* (*Rhodophyceae*). De plus, la méthylation n'intervenait pas chez *S. horneri* en présence d'une quantité très faible (0,1 µM) d'arséniate.

Il est possible que le fait que certaines algues sargasses soient riches en AsIII et ne fabriquent pas d'arsénoglucides soit lié à l'absence d'enzyme de méthylation.

En effet, chez les algues du genre *Sargassum*, l'arsenic inorganique prédomine (environ 80 %) notamment sous forme iAsV (Johnson et Braman, 1975; Sanders, 1979; Yokoi et Konomi, 2012) et selon Benson *et al.* (1988), ces espèces d'algues ne possèdent pas d'arsénoribosides. Le fait que les arsénoglucides dominent généralement dans algues marines selon plusieurs auteurs, dont Le *et al.* (1994) et Price *et al.* (2012) expliquent que les animaux qui en consomment, en concentrent également beaucoup (Francesconi *et al.*, 2002).

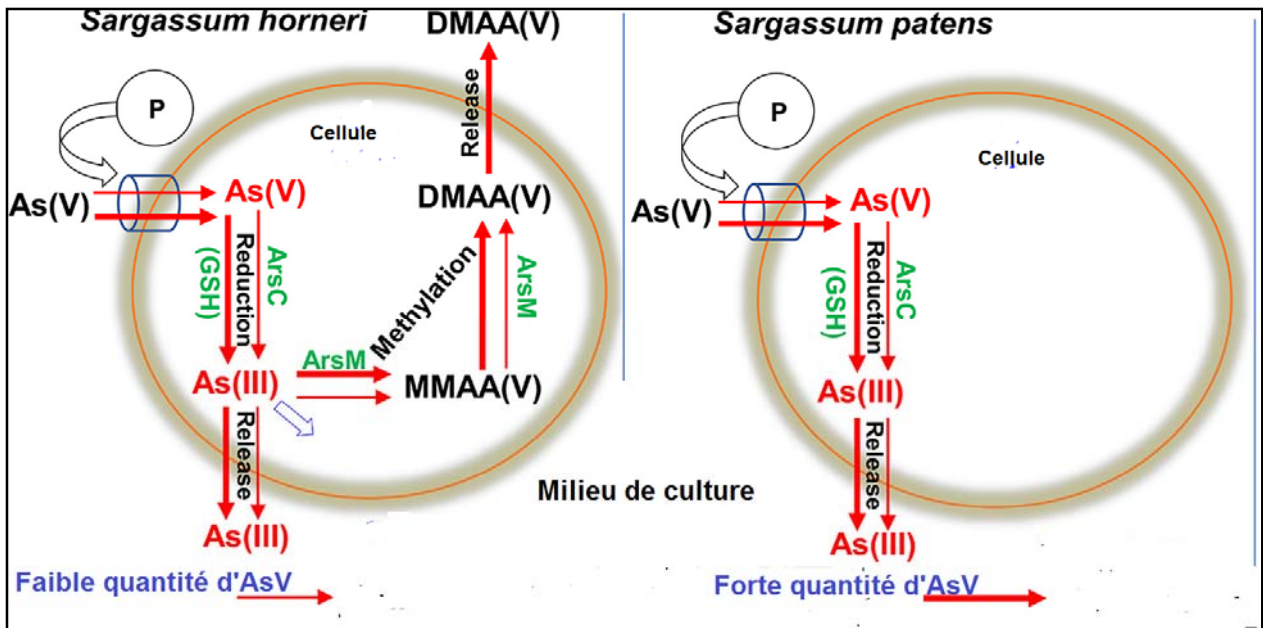


Figure III- 9 : Comparaison du métabolisme de l'arséniate chez différentes macroalgues (D'après Mamun et al, 2019). ArSC : arséniate réductase ; ArSM : arsénite méthyltransférase ; GSH : cofacteur glutathion ; release : excrétion ; P : phosphate.

## 4.2. L'arsenic dans les macroalgues en décomposition

En échouant sur les rivages, les sargasses pélagiques deviennent une source d'arsenic pour les environnements côtiers. Des concentrations allant jusqu'à  $120 \text{ mg.kg}^{-1}$  de poids sec ont été mesurés dans les amas de sargasses échoués en Martinique et en Guadeloupe (Devault *et al.*, 2020). La dégradation des algues débute par une phase de lessivage rapide au cours de laquelle les composés hydrosolubles sont libérés puis se poursuit par une phase plus lente où les composants facilement utilisables, en particulier l'azote, sont minéralisés et enfin, se termine par la destruction plus tardive des débris constitués de polymères complexes (Tenore, 1988).

Après avoir placé des sargasses dans des box et simulé des conditions de pluviosité de 2000 m par mois, Devault *et al.* (2020) ont montré que les concentrations d'arsenic dans les lixiviats étaient plus importantes (entre 2,5 et 4,5  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ ) les 5 premiers jours que dans les 25 derniers jours où les valeurs se sont stabilisées à environ 1  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (fig.III-10). Ce qui suggère d'après ces auteurs que lors de la décomposition des masses algales, la désorption et le relargage de l'arsenic pourraient se produire rapidement par transsudation puis se stabiliser sous l'effet de l'exondation

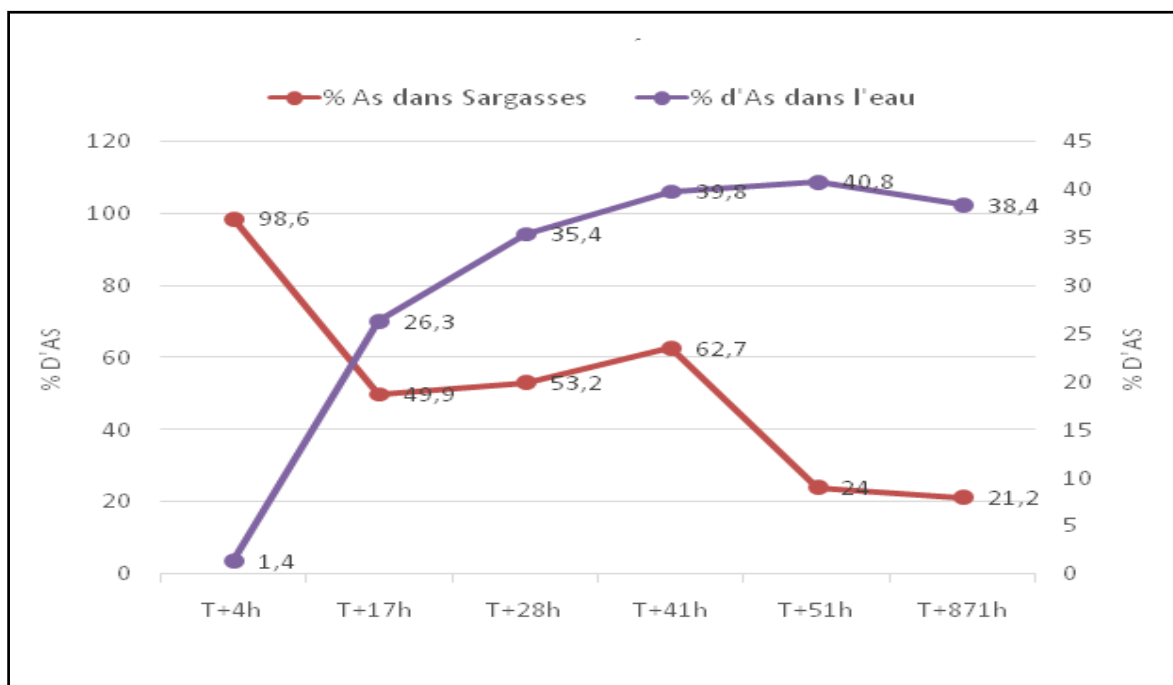
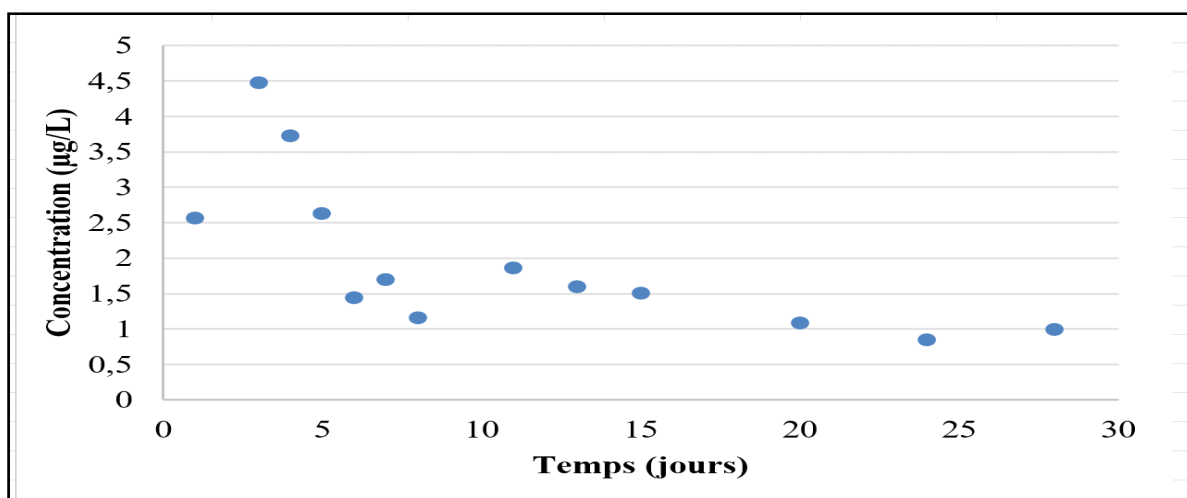


Figure III- 10 : Évolution de la concentration de l'As dans les débris de *Sargassum sp* dans conditions pluvieuses (2000 mm /mois)(a) et mise en évidence de la transsudation de l'arsenic (b) dans l'eau (Devault *et al.*, 2020)

Une partie de cet arsenic s'infiltré en profondeur et contamine les sédiments. Aussi, dans l'eau interstitielle du pseudo-sol formé par les dépôts de *Sargassum sp.* sur les sédiments de la plage de Pointe Rouge sur la côte atlantique (Devault *et al.*, 2020) a-t-on mesuré 1 000  $\mu\text{g.l}^{-1}$  d'arsenic. Selon Benson *et al.* (1988), la désorption de l'arsenic s'accompagne de la formation d'un composé organoarsénical plus soluble et contenant du soufre, le dithioester cyclique arsénié. Le diméthylarsénoéthanol (DMAE) et le diméthylarsinylacétique (DMAA) sont libérés lors de la décomposition des macroalgues (Price *et al.*, 2012). Contenus dans les détritux, ils sont absorbés par le microphytobenthos et par les organismes qui ont un régime alimentaire benthique (Foster et Maher, 2010).

Lors de la décomposition des algues, dans des conditions de faible pH et en présence de fortes quantités de sulfures, des thioarsénicaux issus de la conversion des composés arsénicaux (fig.III-11) peuvent se former (Foster et Maher, 2010). Selon Maher *et al.* (2013), le DMAE et le DMAA possèdent des composés thiolés, de même que le MMA, le DMA et les arsénoribosides (fig.III-11).

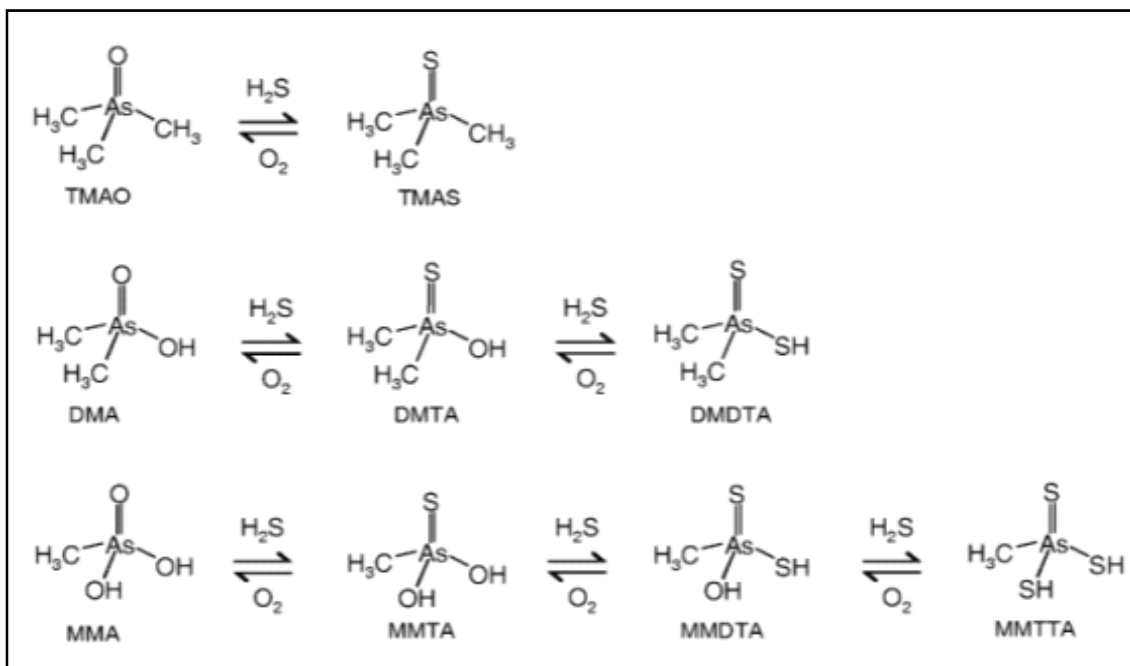


Figure III- 11 : Les interconversions possibles entre oxy- et thio-arsénicaux (Conklin *et al.*, 2008).  
**MMDTA** : acidemonométhyldithioarsonique ; **MMTA** : acidemonométhythioarsonique ; **DMTA** : ac. diméthylthioarsinique ; **DMDTA** : ac. diméthylthioarsonique.

### 4.3. L'arsenic des herbiers

Chez les phanérogames marines, la concentration d'arsenic est faible (Thomson *et al.*, 2007b). Ces espèces peuvent accumuler l'arséniate dissous (Langston, 1984, Otte *et al.*, 1999) à partir des sédiments (Maher *et al.*, 2009) ou de la colonne d'eau.

De même que chez les autres angiospermes (Francesconi et Edmonds, 1999; Edmonds et Francesconi, 1993; Cullen et Reimer, 1989), les formes inorganiques constituent 50 % à 70 % des quantités d'As retrouvées dans les tissus des phanérogames marines et dans les détritiques d'herbiers (Price *et al.*, 2012). Ces formes inorganiques majoritaires présentes chez les phanérogames marines représentent 70 % de l'arsenic des feuilles et 50 % de celle des détritiques (Thomson *et al.*, 2007; Price *et al.*, 2012). En plus, des arsénoribosides peuvent être présents en quantité moindre (Thomson *et al.*, 2007; Price *et al.*, 2012) ainsi que des composés simples méthylés (Thomson *et al.*, 2007). Selon Price *et al.* (2012), la présence de plus d'arsénoribosides détectée chez certains serait due à celles des algues épiphytes.

### 4.4. L'arsenic de la faune marine

La concentration d'arsenic total contenue dans les tissus des animaux marins est en général, dans le monde, en-dessous de la limite de détection, soit environ 0,01–0,6  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{pf}$ , en fonction des méthodes analytiques utilisées. La présence de ce métalloïde a été détectée dans les crustacés et les mollusques par Chapman en 1926. Depuis, des concentrations allant, en général jusqu'à 200  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  ont été retrouvées chez plusieurs espèces animales (bivalves, crustacés et poissons issus de zones climatiques diverses: polaire, tempérée et latitudes tropicales) mais ce sont les crustacés qui présentent les plus fortes concentrations (Fattorini *et al.*, 2006).

Reinke *et al.* (1975) ont mis en évidence que la forme majoritaire d'As présente chez les poissons était organométallique. C'est en 1977 que l'arsénobétaïne a été isolée et identifiée pour la première fois chez une langouste (Edmonds *et al.*, 1997; Cullen *et al.*, 1984). La plus forte concentration d'As mesurée dans les tissus animaux marins l'a été chez un ver marin déposivore exposé expérimentalement à de l'As marquée As<sub>74</sub>. Dans les palpes labiaux de ce polychète (*Tharyx marioni*), on a mesuré 6000 à 13000 µg.g<sup>-1</sup> ps (Gibbs *et al.*, 1983). Selon les auteurs, l'entrée de l'arsenic dans cet organisme serait plus liée à l'ingestion de sédiments qu'au contact avec l'eau.

La concentration et la spéciation de l'As chez les animaux marins dépendent de l'espèce animale et de son régime alimentaire (tabl.III-8). Elle varie aussi en fonction des tissus animaux (Borak, 2000). Il est maintenant établi que, d'une façon générale, l'arsenic contenu dans la faune marine est en majorité de l'arsénobétaïne (Cullen *et al.*, 1984; Hanaoka *et al.*, 1988; Ballin *et al.*, 1994 ; Francesconi et Edmonds, 1998, Maher *et al.*, 2009).

Les protistes animaux constituent une exception. Selon Mato-Fernandez *et al.*, (2007), cette prédominance n'est vérifiée que chez les animaux marins vivants dans un environnement à faible teneur en As. Par contre, les formes méthylées simples (MMA et DMA) ne sont présentes dans les organismes marins qu'à l'état de traces ou en faible quantité (EFSA, 2009; Borak et Hosgood, 2007; Whaley-Martin *et al.*, 2013 ; Zmozinski *et al.*, 2015).

Des quantités moyennes d'arsenic total allant de 18 à 57 µg g<sup>-1</sup>ps ont pu être mesurées chez les mollusques bivalves (Maher *et al.*, 2018). Des concentrations plus importantes sont cependant fréquentes (Krishnakumar *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2018) chez ces organismes.

Contrairement aux animaux non filtreurs, qui sont soit herbivores, soit carnivores ou détritivores, les bivalves, notamment fouisseurs, ont un régime alimentaire mixte et riche en microorganismes et en débris végétaux. L'ensemble de ces éléments nutritifs est susceptible, comme nous l'avons vu, de contenir différentes espèces d'arsenic avec une forte proportion d'arsénoribosides et d'arsenic inorganique mais avec une très faible quantité d'AsB. Pourtant, c'est cette dernière espèce d'arsenic présente aussi à l'état de traces dans l'eau et dans les sédiments qui s'accumule dans le corps du bivalve. Comment expliquer cette spéciation de l'arsenic dans les tissus des bivalves ?

**Tableau III- 8 : Concentrations d'As (p.s) chez quelques animaux marins**

<b>Espèces</b>	<b>concentrations d'As</b>	<b>références</b>
<b>polychètes</b>	60–72 µg.g <sup>-1</sup>	Price <i>et al.</i> , 2012
<b>mollusques</b>	17–34 µg.g <sup>-1</sup>	
<b>crustacés</b>	6–26 µg.g <sup>-1</sup>	
<b>crabes</b>	13,4–35,1 µg.g <sup>-1</sup>	
<b>crevettes</b>	8,52–27,6 µg.g <sup>-1</sup>	Fattorini <i>et al.</i> , 2006
<b>poissons pélagiques</b>	1,22–5,23 µg.g <sup>-1</sup>	
<b>poissons benthiques</b>	3,45–28,6 µg.g <sup>-1</sup>	

## **5. Le métabolisme et l'accumulation de l'arsenic au sein des bivalves**

Au moins 14 formes d'arsenic ont été retrouvées (Maher *et al.*, 2018) chez les bivalves. En plus de l'AsB, les principales espèces d'arsenic présentes sont: l'arséniate, l'arsénite, le MMA, le DMA, TMAO, le Tétra, des arsénoglucides, des arsénolipides et quelquefois des formes thiolés (McSheehy *et al.*, 2002). Ces autres formes d'arsenic inorganiques ou non sont retrouvées en quantités plus ou moins importantes. L'arsenic absorbé par les bivalves provient aussi bien de son milieu de vie que de son alimentation.



## 5.1. Le métabolisme de l'arsenic chez les bivalves

Les bivalves peuvent concentrer de l'As à partir de leur milieu de vie ou de leur milieu ambiant dans des conditions expérimentales. Ünlü et Fowler (1979) ont suivi le devenir de l'As (arséniate) dans un bivalve, *Mytilus galloprovincialis*, par l'utilisation de marquages radioactifs. Ces auteurs ont constaté que l'entrée de l'arséniate augmentait avec la concentration de l'eau en arsenic jusqu'à toutefois un seuil de concentration limite et qu'en général, environ 80 % de l'As marqué était contenu dans les tissus mous (As<sub>74</sub>).

Chez les moules, il y a aussi des preuves d'absorption AsB à partir de l'eau de mer (Luvonga *et al.*, 2020). Par ailleurs, des expériences de transferts et de marquages ont confirmé que, dans la chair du bivalve dépositore *Scrobicularia plana*, la plus grande source majeure d'As était le sédiment (Langston, 1984).

Les bivalves biotransforment l'arsenic inorganique et certaines formes organiques (Jia *et al.*, 2018). Plusieurs voies hypothétiques de biosynthèse de l'AsB ont été proposées (voir Caumette *et al.*, 2012; Ciardullo *et al.*, 2010). Selon Fattorini *et al.* (2006), en général, les organismes animaux accumulent les formes organiques, mais Price *et al.* (2012) ont observé que les arsénoribosides consommés par les bivalves l'étaient peu, car ils étaient absorbés, dégradés ou excrétés et convertis en arsénocholine ou en arsénobétaine selon Maher *et al.* (2012).

Pour Price *et al.*, (2012), le mécanisme qui entraîne la faible occurrence des arsénoribosides dans les tissus des bivalves est la métabolisation en arsénocholine puis en arsénobétaine

L'arsénocholine, est en effet, métabolisé en AsB par les bivalves selon plusieurs auteurs (Francesconi et Edmonds, 1998; Gailer *et al.*, 1994 et 1995).

Des expériences de marquages chez les animaux marins ont montré que cet organo-arsénical était rapidement absorbé et principalement transformé en arsénobétaïne, avec, dans certains cas, une petite production d'arsenic inorganique, de MA ou de DMA (Marafante *et al.*, 1984; Kaise *et al.*, 1992).

Maher *et al.* (2016) ont proposé plusieurs voies de formation de l'AsB, à partir des arsénoribosides et en présence d'une grande quantité de sulfures (fig.III-12)

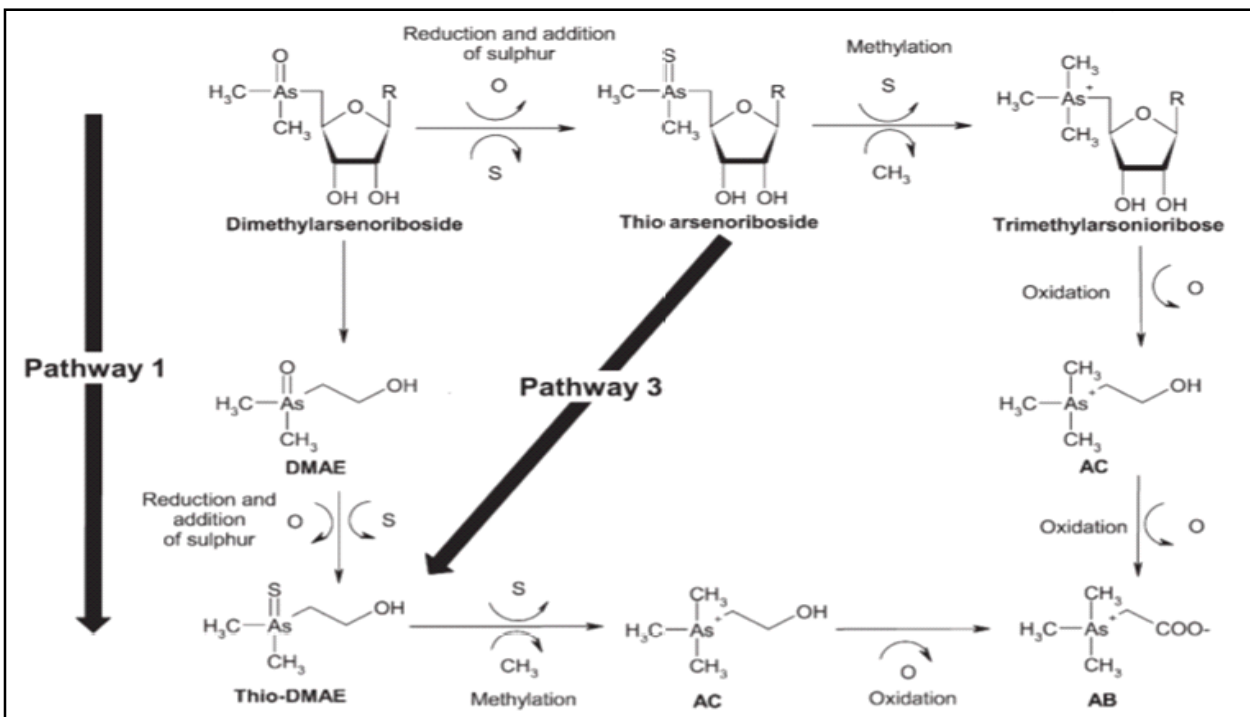


Figure III- 12 : Voies métaboliques possibles conduisant à l'arsénobétaïne (Maher *et al.*, 2016)

## 5. 2. Les variations de spéciation selon le mode de vie et de nutrition

Plusieurs études ont noté des différences dans la distribution et la concentration des différentes formes d'arsenic au sein des bivalves selon le mode de vie. Le tableau n°III-9 indique quelques résultats de mesures d'arsenic effectuées chez des bivalves différents. Expérimentalement, l'huître *Crassostrea virginica* bioaccumule peu l'arsenic inorganique et n'en contient qu'environ 1,64 % (Liu *et al.*, 2006). Cette espèce de bivalve ne retient qu'une fraction de l'arsenic organique contenu dans le phytoplancton (Sanders *et al.*, 1989) et fixe peu l'arsenic fixé sur les particules de sestons inertes (Ettajani *et al.*, 1996).

Maher *et al.* (2018) n'ont pas trouvé de grandes différences de proportions entre les différentes espèces d'arsenic présentes chez des bivalves de mode de vie différents. Néanmoins, les quantités d'AsB étaient plus importantes (64–92 %) chez les filtreurs de planctons et les autres suspensivores que chez les déposivores (13–57 %) (tabl.III-9).

La concentration et la spéciation de l'arsenic dépendent du régime alimentaire du bivalve (Maher *et al.*, 2008). La concentration d'arsenic accumulée peut dépendre aussi de l'espèce de bivalve. Par ailleurs, des différences intra-spécifiques, entre les populations ou les individus sont souvent mesurées. Globalement chez les bivalves l'As inorganique peut constituer environ moins de 2 % (Li *et al.*, 2003a; Waring et Maher, 2005; Zhang *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2018) et quelques fois jusqu'à 3-4 % de l'AsT (Borak, 2007).

Tableau III- 9 : Quelques concentrations d'arsenic mesurées chez des bivalves.

Concentrations d'arsenic	Spéciation	Espèces	Références
1-7 mg.kg <sup>-1</sup> pf AsB 0,3–1,5 mg.kg <sup>-1</sup> pf autres espèces	AsB=68 % (AsS+MMA)= 14 % DMA= 2 %	Moules (épigées) suspensivores)	Dagnac <i>et al.</i> (1998, 1999)
	Moy As <sub>inorganique</sub> = 1,64 %	<i>Crassostrea gigas</i> (épigée suspensivore)	Liu <i>et al.</i> , 2006
moyenne: 8,48 µg.g <sup>-1</sup> ps	Moy As <sub>i</sub> = 13,5 %* AsB=23,11 % DMA+MMA=24.2 % 39%=AC+Ass+ arsénolipides	<i>Meretrix lusoria</i> (endogé Suspensivore)	Liu <i>et al.</i> , 2007
16-118 mg.kg <sup>-1</sup> ps	toxique As <sub>i</sub> =0.8 % nontoxic AsB=58 %	<i>Meretrix meretrix</i> et <i>Pinctada radiata</i>	Krishnakumar <i>et al.</i> , 2016
18 - 57 µg g <sup>-1</sup> ps	N.I	<b>bivalves</b>	
36–57 µg g <sup>-1</sup> ps 43 ± 7 µg g <sup>-1</sup> ps	AsB= 64–92 % autres arsenic= 0,55– 15,8 %	Suspensivores	Maher <i>et al.</i> , 2018
20–40 µg g <sup>-1</sup> ps 22 ± 3 µg g <sup>-1</sup> ps	AsB= (13–57 %) As <sub>i</sub> = (6–7 %) AsB= 64–92 % Autres arsenic 0,55– 15,8 %	dépositivores  <b>Planctivores</b> (suspensivores)	
34± 14 µg g <sup>-1</sup> moy.ps	AsB=99,2 % AC=0,7 %, TETRA,=0,1 %	<i>Anadara trapezia</i> Suspensivores	Price <i>et al.</i> , 2012
24± 13µg g <sup>-1</sup> moy.ps 26 ± 19 µg g <sup>-1</sup> moy ps	AsB=94% As <sub>i</sub> =2 %, DMA=3%, TETRA=1 %  AsB=97,9 %, AC=1,5 %, DMA=0,6%,	<i>Saccostrea glomerata</i> Suspensivores  <i>Trichomya hirsuta</i> Suspensivores	

AsB(arsénobetaine), As<sub>i</sub> (arsenic inorganique; As (III), As (V)), ; TETRA(ion tetramethylarsonium) ; ; AC(arsenocholine); AsS (arsénoglucides), monomethylarsonate (MMA), dimethylarsinate (DMA).

Auparavant, à cause d'une moindre sensibilité des techniques d'analyses expérimentales, on pensait que l'AsB était l'unique organoarsénical complexe chez les bivalves (Le *et al.*, 1994). Des études plus récentes (Shiomi *et al.*, 1988; Francesconi, 1988; Cullen et Dodd, 1989) ont montré que ces espèces de mollusques pouvaient contenir des arsénoglucides (Le *et al.*, 1994) et de l'arsénocholine.

En outre, dans l'organisme des bivalves, il y a une distribution quantitative et qualitative de l'As selon les organes. Par exemple, Tita *et al.* (2006) ont mesuré chez le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) un facteur de bioconcentration (Fbc) le plus élevé d'As total et un pourcentage d'As inorganique plus élevé dans l'hépatopancréas que le muscle. Chez les mollusques, l'hépatopancréas, un organe impliqué dans la détoxification aux métaux, accumule davantage de métaux que les autres organes. De plus, ces auteurs ont trouvé des taux d'As inorganiques variant de 7 % à 50 % et voire davantage, selon l'organe et la période d'étude.

En Martinique, les bivalves qui sont le plus récoltés sont des espèces endogées, *A. deflorata* et *P. pectinatus* respectivement déposivore alternatif et suspensivore mixotrophe. Ces espèces récoltées en zone intertidale sont fortement exposées à des pollutions, notamment à la présence de dépôts de sargasses.

# Publication 2: Sargassum contamination by arsenic and chlordecone: fate ashore and in compost.



## Sargassum contamination by arsenic and chlordecone: fate ashore and in compost

Damien A. Devault<sup>1</sup>, Emma Modestin<sup>2</sup>, Malika Trouillefou<sup>2</sup>, Félix Massat<sup>3</sup>, Pascal-Jean Lopez<sup>2</sup>, Franck Dolique<sup>2</sup>



<sup>1</sup> Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte. Route Nationale 3, BP 53, 97660 Dembeni, France (Mayotte)

<sup>2</sup> Unité Biologie des organismes et écosystèmes aquatiques (BOREA), Université des Antilles, MNHN, Sorbonne Université, Université de Caen Normandie, CNRS, IRD

<sup>3</sup> La Drôme Laboratoire, 37 avenue de Lautagne - BP 118 Valence, France

Corresponding author: [damien.devault@univ-mayotte.fr](mailto:damien.devault@univ-mayotte.fr)



Massive *Sargassum sp.* beachings occur since 2011 on Caribbean shores. Sargassum involved in such events are *S. fluitans* and *S. natans*, two deriving species whose growth is observed in the south of North Atlantic Ocean. *Sargassum sp.* ashore, piled up on beaches and decayed have to be studied because of the concerning content of pelagic arsenic reported in the literature and the *Sargassum sp.* contamination due to historical pollution in French West Indies due to chlordecone, a persistent organochlorine insecticide used against the banana's weevil *Cosmopolites sordidus*. The present study aims to state the level of metal, including arsenic speciation, and chlordecone contamination in intertidal, beached and piled up *Sargassum sp.* in Martinique and Guadeloupe (FWI), integrating the spatial and decay heterogeneities in order to support the decision making. Impact of *Sargassum sp.* transudation on filtering biota, i.e. bivalves, is expected: contamination results are reported in parallel and confirm arsenic accumulation.



### Material and Methods

#### Sampling strategy

Samples were collected all along the westward shores of Martinique and Guadeloupe during July-August 2018 and February-March 2019. Bivalves were sampled, in low-beaching May 2019 context, in relatively *Sargassum*-saved shores. *Sargassum* piles were sampled in August 2019 and a reconstitution test occurred in May 2019: 0.3 m<sup>2</sup> of *Sargassum sp.* each were boxed at dark but ambient temperature and monitored daily during 28 days under three simulated rain conditions: *local rainy* (2000 mm/month), *local dry* (500 mm/month) and *without rain* (0mm).

#### Analytical methods

After material sampling in Guadeloupe and Martinique, samples were frozen in dried ice and dispatched to La Drôme Laboratoire in mainland France within 48 hours of the sampling. After a first grinding, dry matter and mineral matter were determined thanks to NF EN 12880 and NF EN 15169 standards respectively.

**Total Organic Carbon** was determined following the NF ISO 14235 operating procedure, **N-Kjeldahl** analysis following the NF EN 13342 standard and metals following the NF EN 13805 and NF EN 17294-2 procedures. **Arsenic compounds** analysed were As (total), AsIII (arsenite), AsV (arsenate), MMA (monomethylarsonic acid), DMA (dimethylarsinic acid), AsB (arsenobetain) and AsC (arsenocholin), on a ICP-MS Nexion 300 apparatus from Perkin Elmer coupled with a liquid chromatography supplied by Flexar.

Analysis of **chlordecone** and **chlordecone metabolites** (5-b-hydro and chlordecol) was performed by Acquity UPLC System with XevoTQ-S Mass spectrometer (LC-MS-MS).



### Results and Discussion

#### Field study

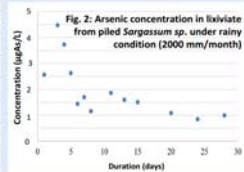
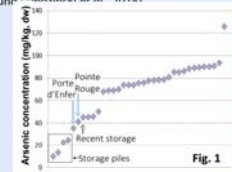
Samples collected ashore in Martinique and Guadeloupe had a high heterogeneity level for algae sampled at worst in the furlong: ratio 1 to 6 for arsenic and 1 to 15 for chlordecone for apparently similar harvest. Normalization of sargassum sampling is needed at international scale to allow comparison. This result suggests also a very rapid toxicokinetic for contamination –and maybe decontamination.

Total **arsenic** concentration reached 120 mg/kg dw in agreement with the international literature (Michel, 1985) whatever the sampling place: *Sargassum sp.* seems to phytoaccumulate arsenic during its pelagic lifetime (Benson, 1984; Garcia-Sartal, 2012), and the algae is a source of arsenic for coastal environment but decreased following drying and decay, including shallows and piles (Fig. 1). However, it is forbidden to use directly *Sargassum sp.* as soil amendment because of arsenic concentration (max 18 mgAs/kg dw).

Arsenic concentration into interstitial water of pseudo-soil formed by accreted *Sargassum sp.* (Pointe rouge) reaches 1000 µg/L.

**Chlordecone** concentration reached about 2 mg/kg dw for chlordecone but is directly related to the pollution level of the watershed nearby. A large part of the shorelines is chlordecone-free: *Sargassum sp.* might be valorized, if arsenic hazard does not contravene.

**Bivalves** are contaminated by arsenic close to decaying *Sargassum sp.* (Table 1) but arsenic is metabolized into AsB, a harmless compound (Zincinski et al., 2015).



#### Simulated rain experiment on boxed sargassum

Micropollutant concentration in solid samples did not decrease all along the 28-days experiment. Moreover, the lixiviate concentration decreased rapidly: Putting algae in dry place seems stop micropollutant lixiviation (Fig. 2).

### Conclusion

- *Sargassum sp.* rafts import arsenic in coastal environment where they are drifted by their rapid decay.
- Arsenic content into *Sargassum sp.* discards direct soil amendment by algae.
- Arsenic from *Sargassum sp.* seems to contaminate the filtering biota but edible bivalves metabolise arsenic into a harmless species.
- *Sargassum sp.* are contaminated by chlordecone when drifted on polluted shores.
- *Sargassum sp.* exondation stops the micropollutant leaks even under rainy conditions.

Element	Pointe rouge (µg/kg)	Porte d'Enfer (µg/kg)
As	17.3±5.1	7.7±0.8
AsIII	0.4±0.1	0.2±0.1
AsV	0.2±0.2	0.2±0.1
MMA	0.8±0.4	2.0±0.5
DMA	0.3±0.1	0.1±0.1
AsB	15.4±4.2	5.3±0.6
AsC	0.3±0.4	<LoQ

Table 1. Arsenic speciation in edible bivalves  
LoQ: Limit of Quantification



#### Acknowledgement

Authors want to thank the French Energy and Environment Agency (ADEME) for granting, HOLDEX Environment for its hospitality

Benson AA (1984) Phytoplankton solved the arsenate-phosphate problem. Marine phytoplankton and productivity. Proc. symposium, Taormina, 1983 pp. 55-59  
García-Sartal C (2012) Bioavailability and speciation of arsenic in edible seaweed. Ph.D thesis. University of Santiago de Compostela 298 pp.  
Michel P (1985) Arsenic in marine environment: bibliographic summary. Rev. Trau. Inst. Pêches Marit. 49 (3 and 4), 175-185. In French  
Zincinski AV, Florente-Mirandes T, Lopez-Sanchez JF, de Silva MM (2015) Establishment of a method for determination of arsenic species in seafood by LC-ICP-MS. Food Chemistry 173, 1073-1082.



Dans la partie qui suit, la présence de métaux dans ces bivalves a été testée afin de vérifier leur état de contamination depuis les arrivages de sargasses.

## **6. Exposition des bivalves aux éléments métalliques**

### **6.1. Présentation de la zone d'étude : Le littoral atlantique**

#### **6.1.1. Situation géographique**

L'île de la Martinique est une île des petites Antilles, située entre 60° 50' et 61° 15' de longitude O et à une latitude N comprises entre 14° 23' et 14° 53'. Elle possède une superficie de 112 800 km<sup>2</sup> (Sources : Insee - DAAF/Sisep) et est bordée à l'est par l'océan Atlantique et à l'ouest par la mer des Caraïbes. Elle présente 420 km de linéaire côtier. Le plateau insulaire de la façade atlantique est plus développé et plus riche en sédiments biogéniques (carbonatés) que celui de la côte caraïbe (Augris *et al*, 2000 ; Durand ,1996). C'est sur le littoral atlantique , au Sud de la Caravelle que se situe notre zone de récolte.

## **6.1.2. Le littoral: du François au Vauclin**

### **6.1.2.1. Géomorphologie et climat**

Au Sud de la Caravelle, le littoral atlantique est très découpé: des falaises alternent avec des baies (Rejon, 1969) occupées par des plages ou des mangroves (Pons, 1987). Ces plages subissent des phases d'engraissement par apport de matériau détritique d'origine corallienne et d'érosion sous l'action des courants et de la houle (Carré, 2005) et correspondent à une zone intertidale réduite. Elles se prolongent par des fonds coralliens couverts par les herbiers qui restent généralement immergés à mer basse sous 1 à 2 mètres d'eau (Battistini, 1978).

Le sud de l'île, moins arrosé, reçoit des précipitations de l'ordre de 2000 mm tandis que les littoraux sont plus secs avec une moyenne annuelle de 1000-1500 mm selon les lieux.

Les écosystèmes du littoral martiniquais d'où proviennent les bivalves sont la mangrove, les plages et les côtes rocheuses (falaises). Ces écosystèmes ont été décrits dans le chapitre II.

### **6.1.2.2. Caractéristiques physico-chimiques des masses d'eaux littorales**

- *La température et le pH*

Les eaux littorales de la Caraïbe ont des températures de 22-32°C et des salinités de 34-37 psu. Les variations saisonnières sont marquées. En Martinique, à la saison sèche, la température moyenne mesurée à la surface de l'eau est de 26°C environ entre le mois de décembre et celui d'avril puis elle s'accroît pendant l'hivernage et atteint un maximum situé entre 28,5°C et 29,4°C entre juillet et octobre; le maximum de 29,4°C étant atteint en août (Impact-mer, 2018). Néanmoins, la température peut dépasser 31°C et causer des dommages aux coraux (Bouchon et Kopp, 2007).



Des valeurs plus élevées (30°C - 31.3°C) ont été mesurées dans l'eau d'une mangrove du Robert (Pointe Jean-Claude) au mois de mai (Lecuyer *et al.*, 2004). Dans les eaux côtières, le pH moyen mesuré en 2017 était compris entre 7,86 et 8,15 (Impact-mer, 2018).

- *La salinité*

La salinité des eaux côtières présente des variations liées aux saisons et est influencée par les apports des cours d'eau et des nappes souterraines. La valeur de la salinité étant le résultat du bilan de précipitation et d'évaporation, la salinité est normalement plus faible pendant la saison des pluies. La salinité moyenne des eaux de surface variait entre 34,25 g.l<sup>-1</sup> et 36,0 g.l<sup>-1</sup> pendant le carême (Wust, 1964). Les valeurs moyennes mesurées, en 2017 pendant le carême sont un peu plus élevées. Elles étaient comprises entre 36,5 g.l<sup>-1</sup> et 36,6 g.l<sup>-1</sup> entre février et avril, mais étaient plus basses le reste de l'année, soit entre 33,3 g.l<sup>-1</sup> en juin et 35 g.l<sup>-1</sup> en octobre selon Impact-mer (2018). Ces variations saisonnières sont faibles, sauf localement dans les zones peu profondes et confinées, telles que la lagune de Macabou, (43,58 g.l<sup>-1</sup> ± 7,85 d'après Allenou, comm. pers) ou la baie de Massy-Massy (32,0-36,0 g.l<sup>-1</sup> selon Martinet *et al.*, 1976).

### **6.1.3. Les pressions humaines sur les sites**

#### **6.1.3.1. Généralités**

La population de la Martinique est estimée en 2017 à 372594 habitants, soit une densité de 332 habitants par km<sup>2</sup> (Insee - DAAF/Sisep, 2018). Elle est répartie sur 34 communes dont 27 littorales, les bourgs généralement étant installés le long de la côte.

Le développement des activités humaines sur les littoraux est une source de pressions pour tous les milieux naturels terrestres ou aquatiques. Ces pressions s'ajoutent à celles qui proviennent des bassins versants. Un important réseau hydrographique constitué de 161 rivières, irrigue le territoire (ODE, 2002).

Les cours d'eau principaux sont au nombre de 70 et sont localisés en majorité dans la partie nord de l'île (fig.13 a). Ces cours d'eau possèdent des linéaires et un bassin versant relativement modestes. Les cours d'eau du Sud n'ont pas d'étiage soutenu pendant le carême.

Les surfaces végétalisées occupent une place importante mais, en 10 ans, l'artificialisation des sols est passée de 12 % en 2006 à 19 % en 2016 selon les données de CORINE Land Cover, au détriment des surfaces agricoles et boisées. Entre 2016 et 2017, les surfaces agricoles sont passées de 21 % à 19 % (fig.14). La carte ci-dessous donne les détails de l'occupation des sols (fig.III-14) et montre que les surfaces cultivées correspondent à environ à 25 % des exploitations de bananes, 25 % de cultures en canne à sucre et à un pourcentage modéré de plantes maraîchères (Agreste, 2017).

Les déboisements induits par l'urbanisation par mitage, la dégradation et l'érosion des sols par des pratiques agricoles (Hartmann et al. 1998; Bonneton *et al.*, 1998; Ndandou et Albrecht, 1998; Khamsouk et Bounmanh, 2001; Brossard *et al.*, 2004) ainsi que la mauvaise gestion de l'entretien des cours d'eau amplifient l'apport de sédiments terrigènes et de matières en suspension dans les milieux littoraux (Roose *et al.*, 1999).

L'exploitation de carrières transporte également des sédiments de tailles variables dont les plus fins contribuent fortement à l'envasement des milieux aquatiques situés en aval.

En outre, les rejets directs d'effluents domestiques et industriels (BRGM, 2012) contribuent à l'hyper-sédimentation et de contamination des écosystèmes côtiers. Ces processus d'érosion hydrique s'accompagnent de transports d'éléments azotés, phosphatés et de polluants agricoles et domestiques qui engendrent des pressions fortes sur les masses d'eaux littorales.

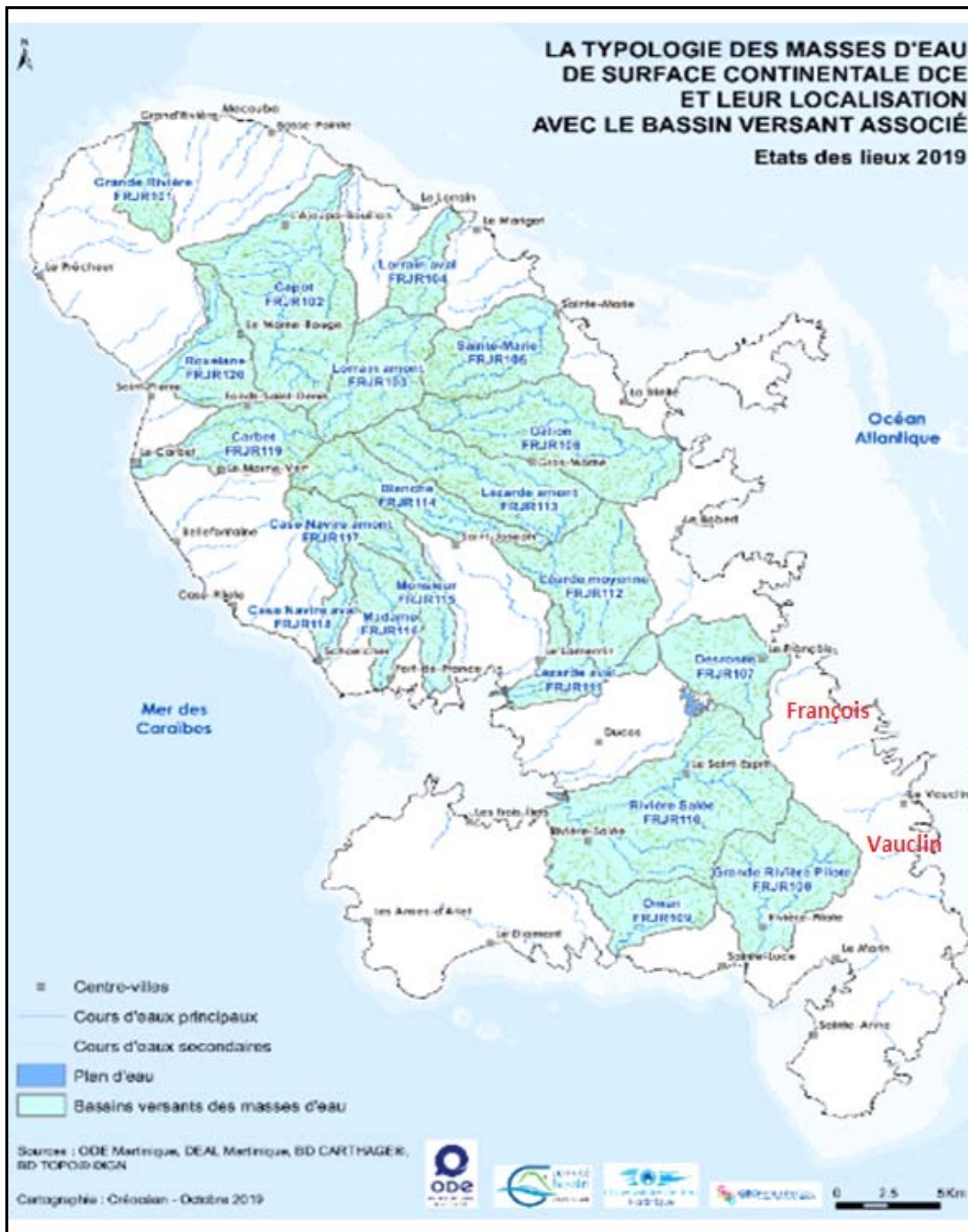




Figure III- 13 : Principaux bassins versants (a) et cours d'eau (b) de la Martinique

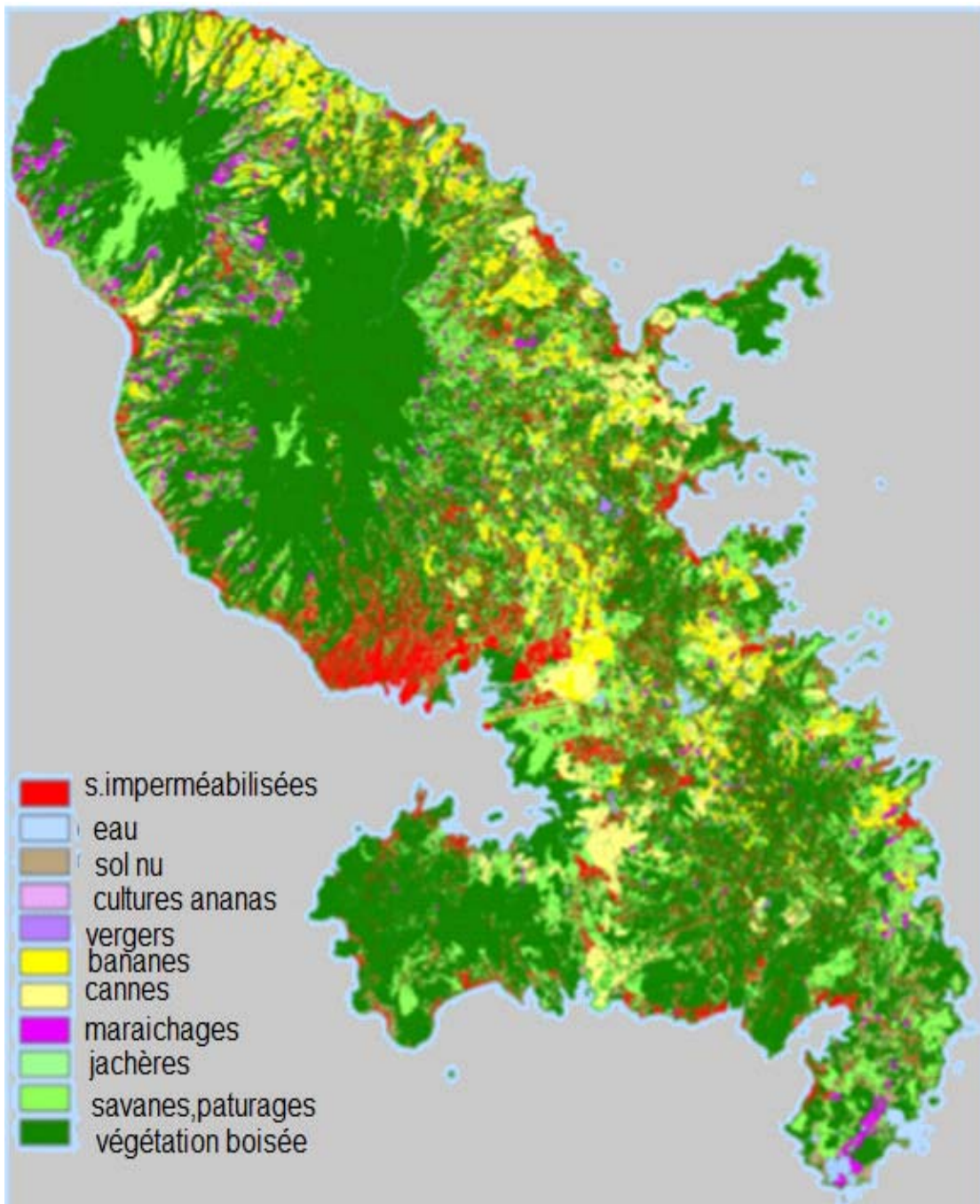


Figure III- 14 : Les différents types d'occupation des sols, 2010 (Cheula, 2013)

### 6.1.3.2. Les pressions sur le site du François

Avec environ 20000 habitants, un secteur hôtelier développé, des activités nautiques, des plantations de banane, des élevages, et plusieurs industries polluantes (fabrications de produits laitiers, de produits de lessives, etc.), le François est une commune dans laquelle les pressions sur les écosystèmes littoraux sont fortes et ont progressé entre 2006 et 2018 (figIII-15 a, b).

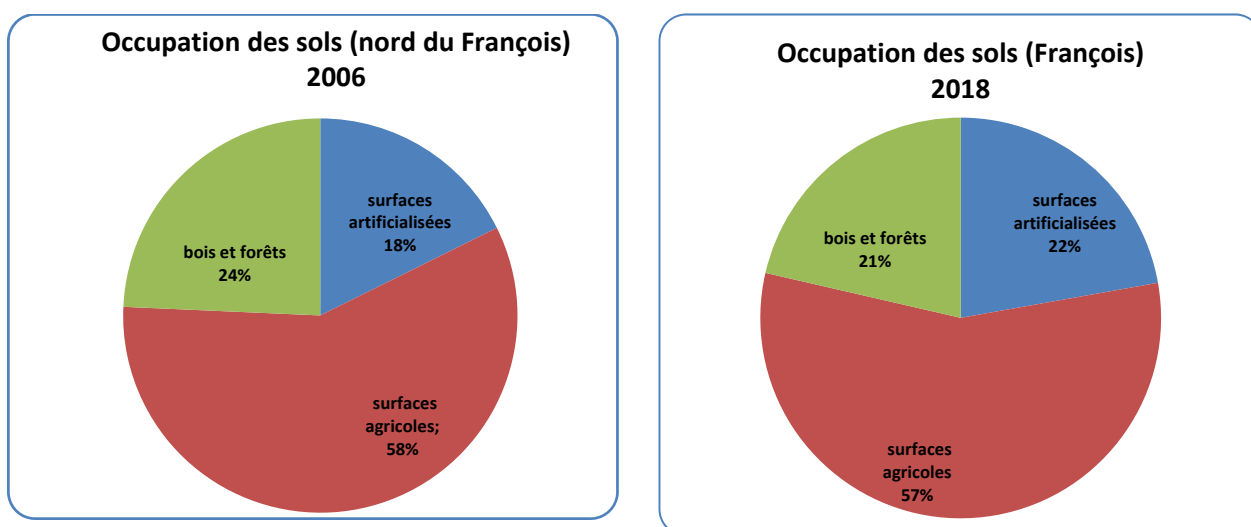


Figure III- 15 : a, b. Évolution de l'occupation des sols au François (source portail Adès, 2018 ; Corine Land cover, 2006)

L'eutrophisation des eaux côtières est fréquente et localement très forte en baie du Simon. La présence de polluants divers (chlordécone, métaux et HAP) issus en particulier des industries, de l'agriculture, est à l'origine de l'interdiction de pêche pour certaines espèces sur l'ensemble de cette zone.

### 6.1.3.3. Les pressions sur le secteur du Vauclin

Dans le secteur du Vauclin, le bassin versant est réduit et peu anthropisé. L'industrialisation et les infrastructures touristiques sont peu développées. Les surfaces artificialisées n'occupent que 12 % des sols (fig.III-17), mais la part de l'agriculture et en particulier des élevages est importante (Adès, 2018).

Sur le littoral du Vauclin, seulement 2 % des surfaces sont artificialisées et de faibles rejets de pesticides, de métaux (surtout le plomb et le cobalt) ont été notés (Brivois et Fontaine, 2012) alors que les quantités d'azote rejetées sont assez importantes (Impact-mer, 2018). D'après cet auteur, en 2017, les quantités de plomb et de cobalt ont augmenté sur les sites de Caye Pariadis. Le long du site de Petit-Macabou, constitué de petites plages qui alternent avec des zones rocheuses, des traces d'hydrocarbures sont retrouvées sur les rochers, probablement en relation avec quelques mouillages. Néanmoins, cette commune comporte la plus vaste surface d'herbiers (1312 ha) en bon état (Legrand, 2009).



Figure III- 16 : Cartes de localisation des sites d'études et des masses d'eaux littorales : M : Métrente ; BC : Bwa caca ; DV : Ducassous ; PM : Petit Macabou.



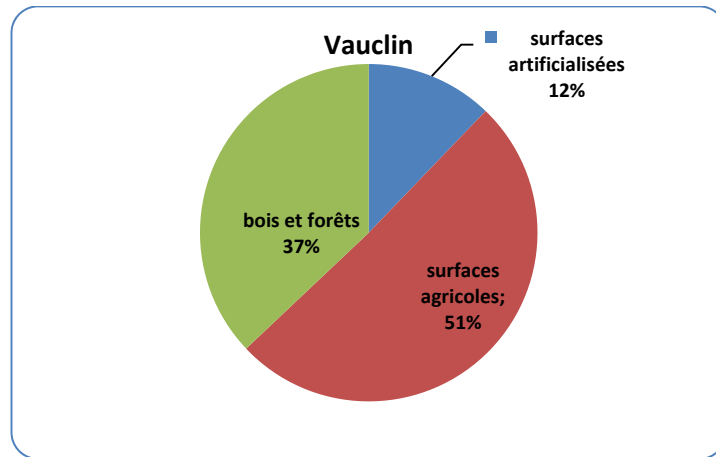


Figure III- 17 : Occupation des sols au Vauclin. (source : portail Adès, 2018)

## 6.2. Méthodes

### 6.2.1. La récolte des échantillons de bivalves

Pour la recherche de l'état de contamination des bivalves consommés par des métaux lourds, quarante-six spécimens d'*Asaphis deflorata* (Linnaeus, 1758) et cinquante-quatre de *Phacoides pectinatus* ou *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791) ont été récoltés entre le 3 et 6 mai 2019, dans le sud de la côte atlantique (fig.III-16). Pour *P. pectinatus*, les individus ont été prélevés en 3 points dans chacun des deux sites d'échantillonnages (B.C et D.V) par un pêcheur (tabl.III-10). Sur les fonds vaseux de ces deux sites, des dépôts de sargasses plus ou moins récents étaient encore visibles.

Pour *A. deflorata*, les échantillons ont été collectés par un autre pêcheur, sur un îlet du François dans un site (M) relativement à l'abri des échouages de sargasses puis récupérés juste après la pêche. Sur le site (PM) de la commune du Vauclin, fréquenté par des pêcheurs, les échantillons ont été récoltés par nos soins en 2 points situés le long d'une zone rocheuse située en bordure d'une plage et d'une mangrove. Cette plage de « poche » a une pente raide et une granulométrie moyenne, d'après Dolique *et al.* (2019).

**Tableau III- 10 : Les sites de prélèvements des espèces étudiées (N : échantillons analysés).**

Sites	Habitats	Espèces	Sédiments	Localisation	N	date
<b>Ducassous (DV)</b> Lat.14.532884° Long. -60.825081°	Herbier (infratidale)	<i>P. pectinatus</i>	Vase sableuse	Pointe Ducassous Vauclin	28	06/05/19
<b>Bwa caca (BC)</b> Lat.14.534534° Long.- 60.828961°	mangrove	<i>P. pectinatus</i>	vase	Baie de Massy- massy Vauclin	16	06/05/19
<b>Ptmacabou (PM)</b> Lat.14.514606° Long.- 60.828317°	Plage	<i>A. deflorata</i>	Sable graveleux	Cul de sac de Paquemar Vauclin	11	11/05/19
<b>Métrente (M)</b> Lat.14.619364° Long.- 60.861970°	Côte rocheuse plages	<i>A. deflorata</i>	Sable graveleux	Baie du français cul de sac de frégate François	38	03/05/19

## 6.2.2. Expérimentation en laboratoire

### 6.2.2.1. Préparation des échantillons de bivalves

Après la pesée individuelle avec une balance de précision (KERN 440-33N, Germany), la chair est séparée à l'aide d'un scalpel et mise à égoutter 1min sur du papier absorbant. Les poids secs des individus de 50 g d'échantillons de chaque espèce ont été calculée après un passage au four à 55 °C pendant 72 hours en moyenne .L'échantillon de *P.pectinatus* possédait environ 80 % d'eau tandis que celui d' *A.deflorata* ,77,5 %. Par ailleurs, deux à trois échantillons représentant chacun 50 g de chair humide ont été constitués pour chaque site. Ainsi, ces échantillons de bivalves ont été congelés dans de la glace sèche et expédiés au Laboratoire Départemental de la Drôme en France métropolitaine dans les 48h suivant le prélèvement. La quantité totale d'échantillon a été broyée avec un appareil Grindomix GM 200 Retsch. Après ce premier broyage, la matière sèche et la matière minérale ont été déterminées respectivement grâce aux normes NF EN 12880 et NF EN 15169.

### 6.2.2.2. Pour la mesure de la concentration des différentes espèces d'arsenic

Pour la détermination de la teneur en arsenic, entre 200 et 500 mg des échantillons de bivalves broyés précédents ont été minéralisés avec d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) en micro-ondes suivant la procédure NF EN 13805. L'analyse quantitative des métaux a été réalisée grâce à l'appareil ICP-MS Nexion 300 de Perkin Elmer utilisant du plasma Argon.

La détermination des espèces a suivi la norme NF EN 17294-2. Pour l'analyse de la spéciation de l'arsenic une extraction à l'eau a été réalisée sur le produit frais suivi d'une analyse par couplage LC-ICP/MS. Pour la teneur en arsenic total et en arsenic inorganique, la limite de quantification en mg (métal) par kg d'échantillon séché (ms) est respectivement de 0,20 et 0,05 mg (As) kg<sup>-1</sup>. Pour les formes organiques, la LQ était de 0,10 mg (As) .kg<sup>-1</sup> (ms). Parallèlement, les analyses avaient été faites pour 25 métaux

## 6.3. Résultats

### 6.3.1. Les concentrations de métaux lourds et de métalloïdes chez les bivalves

Les concentrations de plusieurs éléments (Al, As, Ba, B, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tellure (Te), Ti, Thallium (TL), U, V, Zn) ont été recherchés chez les deux principaux bivalves marins pêchés et consommés, la *Psammobidae*, *Asaphis deflorata* et la *Lucinidae*, *Lucina pectinata* ou *Phacoides pectinatus*. Sur les 25 éléments recherchés, tous ont été quantifiés à l'exception du tellure.

#### 6.3.1.1. Les éléments très toxiques ou classés prioritaires

Des concentrations plus importantes en As, Zn, en Cr et en Ni ont été mesurées dans les échantillons d'*A.deflorata* que dans ceux de *P. pectinatus* (tabl.III-.11). Pour ces derniers, des concentrations respectivement 12 et 10,6 fois plus élevées sont présentes pour le Cd et en Cu.

Tableau III- 11 : Comparaisons des concentrations moyennes d'éléments chimiques dans la chair des deux espèces consommées.

Bivalves	Métaux : moyenne et Ecart-type (en mg.kg-1 de pf)							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
<i>P.pectinatus</i> n=34+12	5,89 ± 0,84	0,29 ± 0,07	0,26 ± 0,1	23,0 ± 12,4	0,03 ± 0,01	0,65 ± 0,43	0,39 ± 0,12	18,2 ± 3,18
<i>A. deflorata</i> n=28+26	15,9 ± 4,16	0,02 ± 0,01	0,64 ± 0,10	2,18 ± 0,85	0,02 ± 0,01	0,34 ± 0,13	1,46 ± 0,66	40,5 ± 17,7

Les valeurs du Cd sont 10 fois plus élevées dans la chair d'*A. deflorata* que celle de *P. pectinatus*. Pour le Pb, elles sont légèrement supérieures chez la *Lucinidae* avec en moyenne  $0,65 \pm 0,43$  contre  $0,34 \pm 0,13$  chez la *Psammobiidae*.

### 6.3.1.2. Les autres métaux les plus répandus

Chez les deux palourdes, parmi les métaux analysés, ceux dont les concentrations sont les plus élevés sont Fe et Al, la palourde de mangrove étant plus riche en Al et en Fe (tabl.III-12).

Les teneurs en fer varient entre 96,9 et 0,62 g.kg<sup>-1</sup> avec une moyenne de  $92 \pm 4,86$  g.kg<sup>-1</sup> chez *P. pectinatus* et de  $1,02 \pm 0,40$  g.kg<sup>-1</sup> chez *A. deflorata* (figIII-18).

Pour l'aluminium, les valeurs se situent entre 0,38 et 34,3 g.kg<sup>-1</sup> avec une moyenne de  $29,6 \pm 4,70$  g.kg<sup>-1</sup> chez *P. pectinatus* et  $0,86 \pm 0,48$  g.kg<sup>-1</sup> chez *A. deflorata* (tabl.III-12).

Tableau III- 12 : Comparaisons des concentrations de métaux dans la chair des deux espèces consommées

Moyenne Écart-type (p.f)	Al g.kg <sup>-1</sup>	B mg.kg <sup>-1</sup>	Co mg.kg <sup>-1</sup>	Fe g.kg <sup>-1</sup>	Mn mg.kg <sup>-1</sup>	Mo mg.kg <sup>-1</sup>	Se mg.kg <sup>-1</sup>	Ti mg.kg <sup>-1</sup>	V mg.kg <sup>-1</sup>
<b><i>Phacoid e</i></b>	<b>29,6 ± 4,70</b>	<b>3,05 ± 0,14</b>	<b>0,49 ± 0,08</b>	<b>92,0 ± 4,86</b>	<b>1,05 ± 0,11</b>	<b>1,91 ± 0,63</b>	<b>0,19 ± 0,02</b>	<b>2,47 ± 0,36</b>	<b>0,47 ± 0,20</b>
<b><i>Asaphis</i></b>	<b>0,86 ± 0,48</b>	<b>3,74 ± 0,99</b>	<b>0,92 ± 0,19</b>	<b>1,02 ± 0,40</b>	<b>25,9 ± 14,2</b>	<b>1,90 ± 0,15</b>	<b>0,84 ± 0,12</b>	<b>41,5 ± 12,8</b>	<b>2,61 ± 0,71</b>

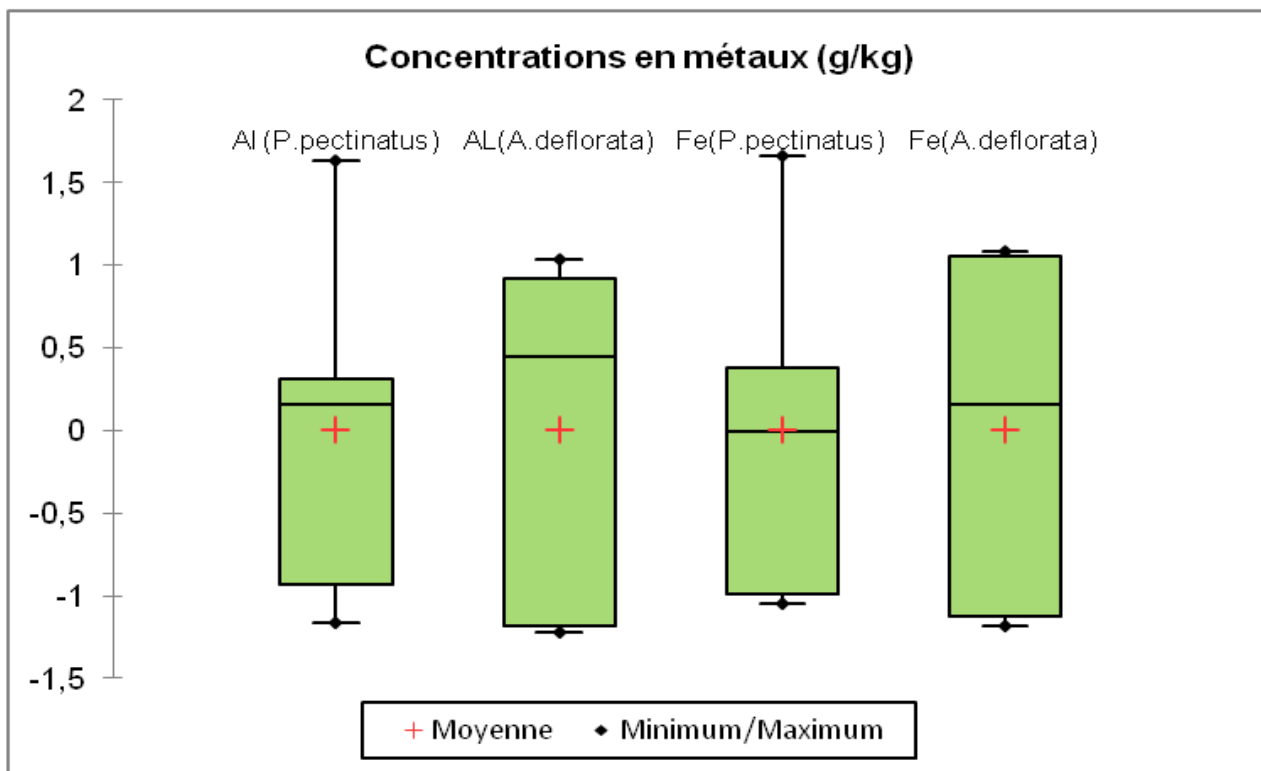


Figure III- 18 : Distributions des concentrations en fer et en aluminium chez les deux bivalves.

Les métaux suivants: As, Cu, Ni, Zn, V, B, Ba, Mn, Ti, peuvent atteindre des concentrations légèrement ou largement supérieures à  $1 \text{ mg.kg}^{-1}$ , tandis que les autres ne sont présents qu'à l'état de traces (généralement inférieurs à  $1 \text{ mg/kg}$ ). Le Zn est le 3<sup>ème</sup> métal en termes de concentration dans ces échantillons avec des valeurs situées entre 20 et  $58,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Ensuite viennent le Cu, l'As et le Ti avec des valeurs allant respectivement de 1,40 à 41,3 ; de 4,7 à 21,3 et 2,07 à  $53,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

### 6.3.1.3. Les métaux les moins présents

Sept métaux sont présents à l'état de traces chez *A.deflorata* (tabl.III-13). Si on tient compte que des poids humides, les échantillons d'*A. deflorata* ont des teneurs en Ba, Li et Sb, respectivement 40,3; 9 et 3,5 fois plus élevées que ceux de *P.pectinatus* (tabl.III-13),

Tab.III-13 : Comparaisons des concentrations d'éléments chimiques chez les deux espèces consommées

Moyenne Écart-type (n- 1) mg.kg <sup>-1</sup> de p.f	Ba	Be	Li	Sb	Sn	Tl	U
<b>Phacoïde</b>	0,07 ± 0,02	0,00 ± 0,00	0,07 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,00 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,16 ± 0,03
<b>Asaphis</b>	2,82 ± 0,39	0,01 ± 0,01	0,65 ± 0,38	0,060 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,12 ± 0,01

Le Sn et le Be n'ont pas été détectés dans la palourde de mangrove. Les échantillons de cette dernière contiennent des valeurs de thallium 2,5 fois plus élevées que ceux d'*A. deflorata*. En outre, les échantillons de la Psammobiidae ont des concentrations en V, Se, Mn, Ti nettement plus élevés que celles de ces métaux chez *P. pectinatus*. Les concentrations de vanadium chez *P. pectinata* sont relativement faibles et comprises entre 0,34 et 0,60 mg.kg<sup>-1</sup>pf. Par ailleurs, les concentrations de Mercure (Hg) sont similaires chez tous les échantillons de palourdes et se situent pour les deux espèces entre 0,01 et 0,04 µg.g<sup>-1</sup>pf.

### 6.3.2. Distribution des concentrations de métaux selon les sites

Les chairs des individus d'*A. deflorata* collectés à Métrente sont plus riches en Al, Fe, Mn, Ti et en V que ceux provenant de PtMc (Vauclin). La plus grande concentration d'As est trouvée chez *A. deflorata* à Pt Mc (Vauclin) tandis que les échantillons du site de Métrente, sont les plus riches en Mn et en V (fig III-19).

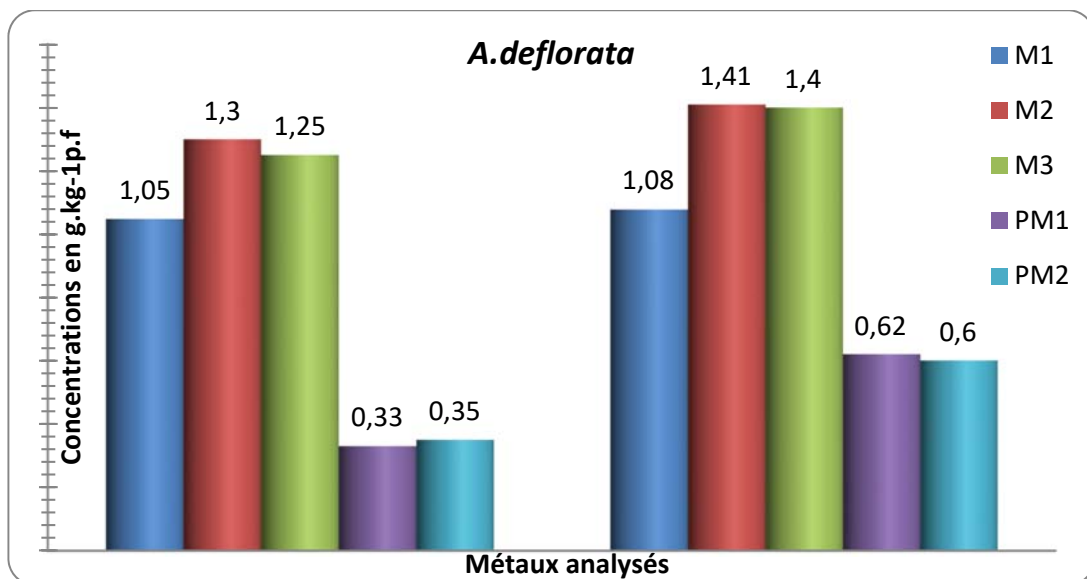


Figure III- 19 : Concentrations d'Al et de Fe dans la chair d'*A. deflorata* selon les échantillons.



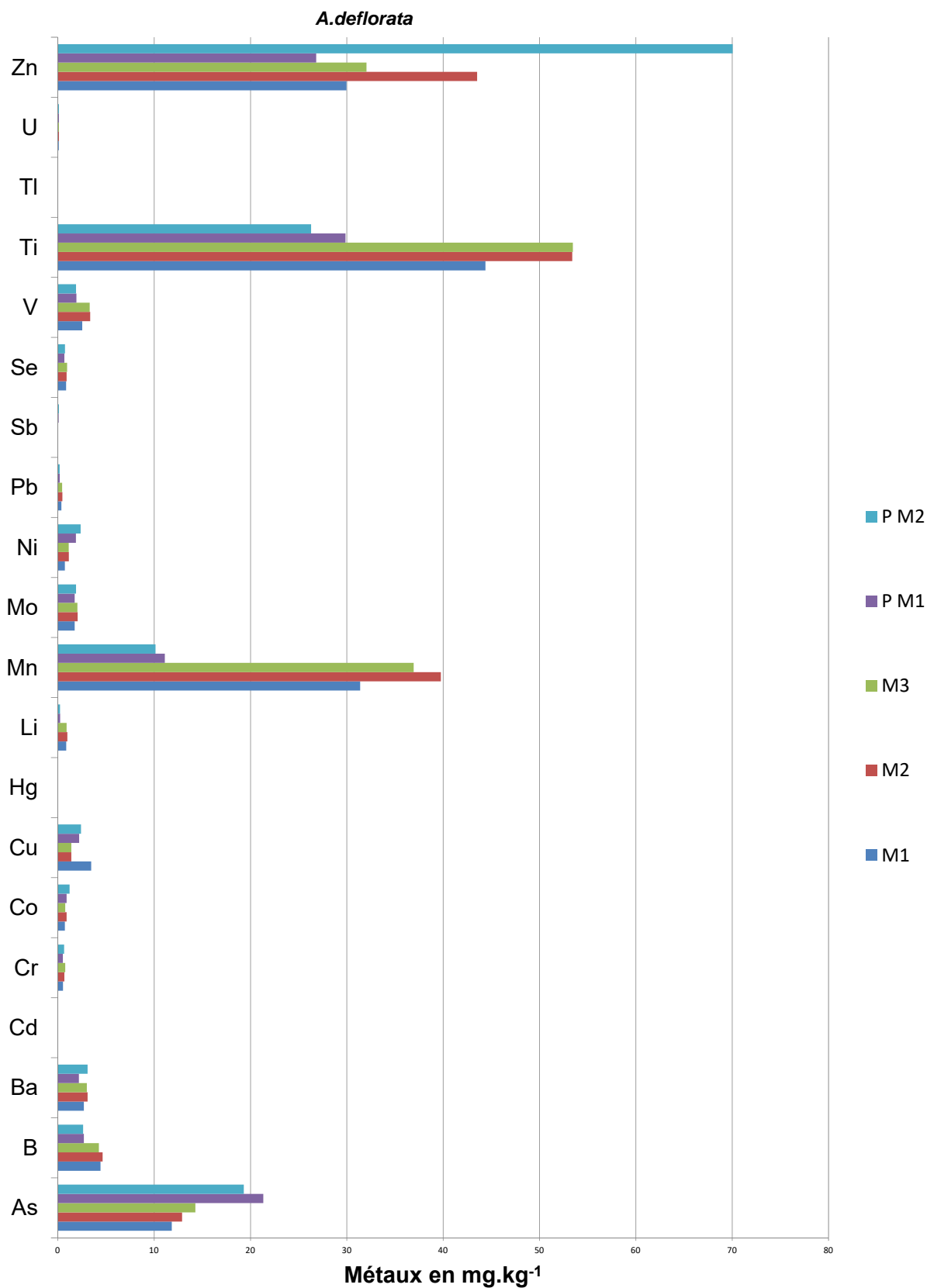


Figure III- 20 : Concentrations des métaux dans la chair d'*A. deflorata* selon les échantillons.

Les concentrations d'Al et de Fe (fig.III-19) puis des autres métaux (fig.III-20) sont comparées, pour tenter de distinguer les deux sites.

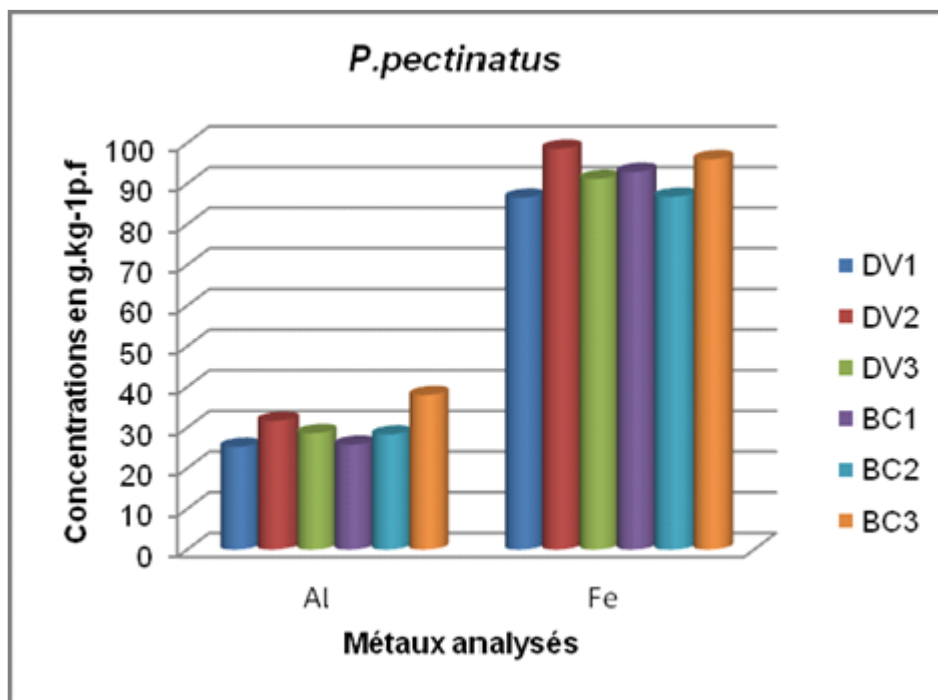


Figure III- 21 : Concentrations d'Al et de Fe dans la chair de *P. pectinatus* en fonction des échantillons

Dans la chair des individus de *P. pectinatus*, il n'y a pas de différences importantes de concentrations entre les sites pour l'aluminium et le fer (fig.III-21). Par contre pour les autres métaux, deux échantillons (DV3 et BC2) se distinguent par leurs fortes valeurs en cuivre, respectivement de 41,3 et 36,2 g.kg<sup>-1</sup> (fig.III-22).

Contrairement à *A.deflorata*, les valeurs en V de *P. pectinata* sont relativement faibles (entre 0,34–0,60 mg.kg<sup>-1</sup> p.f).

Dans la chair d'*A. deflorata*, les concentrations des principaux métaux sont décroissantes dans l'ordre suivant : Fe>Al>Ti>Zn>Mn>As>B>Ba>V>Cu>Mo, tandis que dans la chair de *P. pectinatus*, l'ordre de décroissance est: Fe>Al>Cu>Zn>As>B>Ti>Mo>Mn.

L'As étant le seul élément non essentiel et très toxique présent en quantité importante (à l'exception du Ti) dans les bivalves, l'étude de sa spéciation dans chacune des espèces de bivalves a été étudiée.

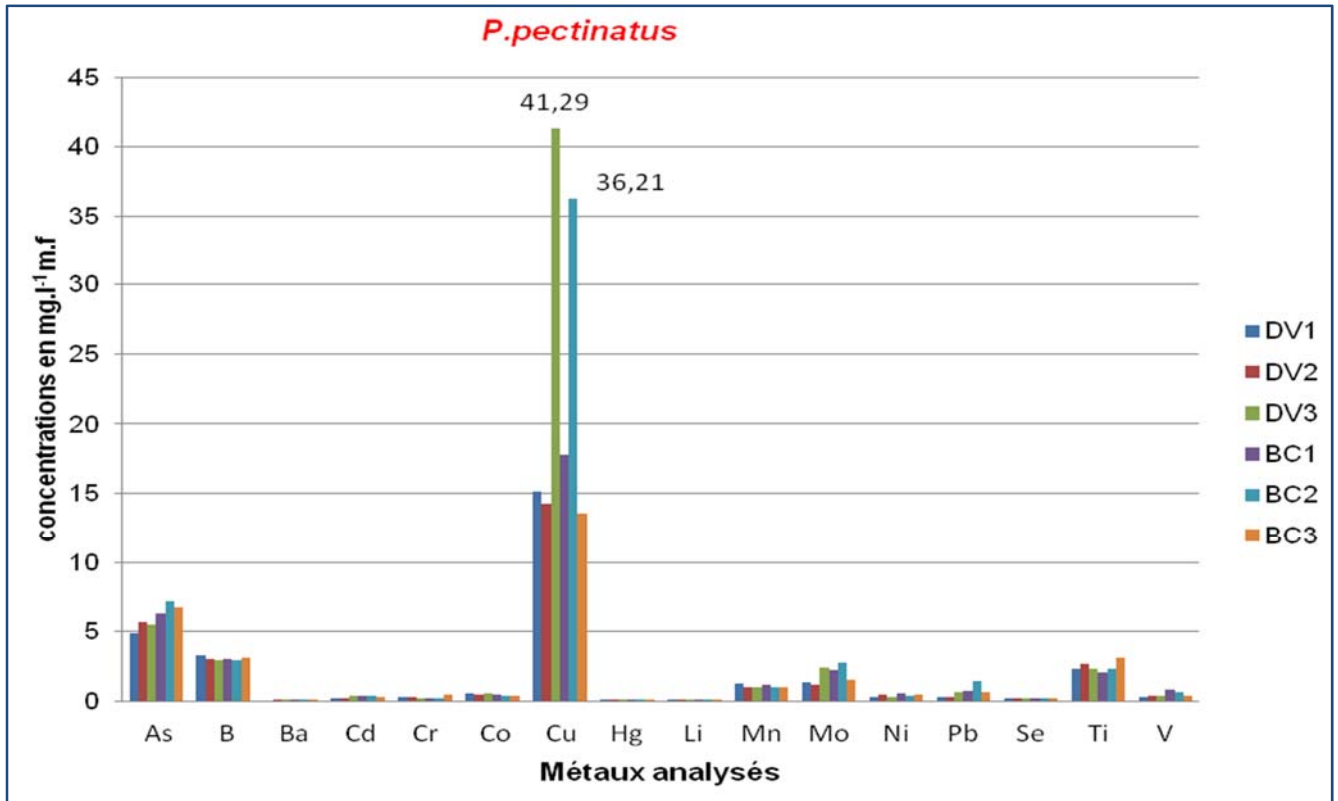


Figure III- 22 : Concentrations de métaux dans la chair de *P. pectinatus* en fonction des échantillons

### 6.3.3. La contamination des bivalves par les différentes espèces d'arsenic

#### 6.3.3.1. Distribution de la spéciation de l'arsenic selon les bivalves

Les concentrations moyennes en arsenic total (AsT) (fig.III-23) et des différentes espèces d'As sont données dans le tableau III-14 ;

Concernant l'AsT, il a été calculé une moyenne de  $7,73 \pm 0,78 \mu\text{g.g}^{-1}$  pf ( $38.65 \pm 3.9$  ps) pour *P. pectinatus* et  $17,3 \pm 5,01 \mu\text{g.g}^{-1}$  pf ( $76.88 \pm 22.3$  ps) pour *A. deflorata*.

La chair du bivalve *A. deflorata* est en moyenne ( $p < 0.05$ ) plus riche (2,2 fois) en AsT (arsenic total) que celle de *P. pectinatus* (tabl.III-14).

Les graphiques (fig.III-23) montrent que, chez *A. deflorata*, la distribution des valeurs d'AsT est plus étendue autour d'une moyenne ( $17,3 \pm 5,01 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) avec 75 % d'entre-elles comprises entre 13,6 et 19,6  $\mu\text{g.g}^{-1}$ , tandis que pour *P. pectinatus*, une distribution plus homogène est observée autour d'une moyenne de  $7,73 \pm 0,78 \mu\text{g.g}^{-1}$  avec 75 % des points situées entre 6,66 et 8,15  $\mu\text{g.g}^{-1}$ .

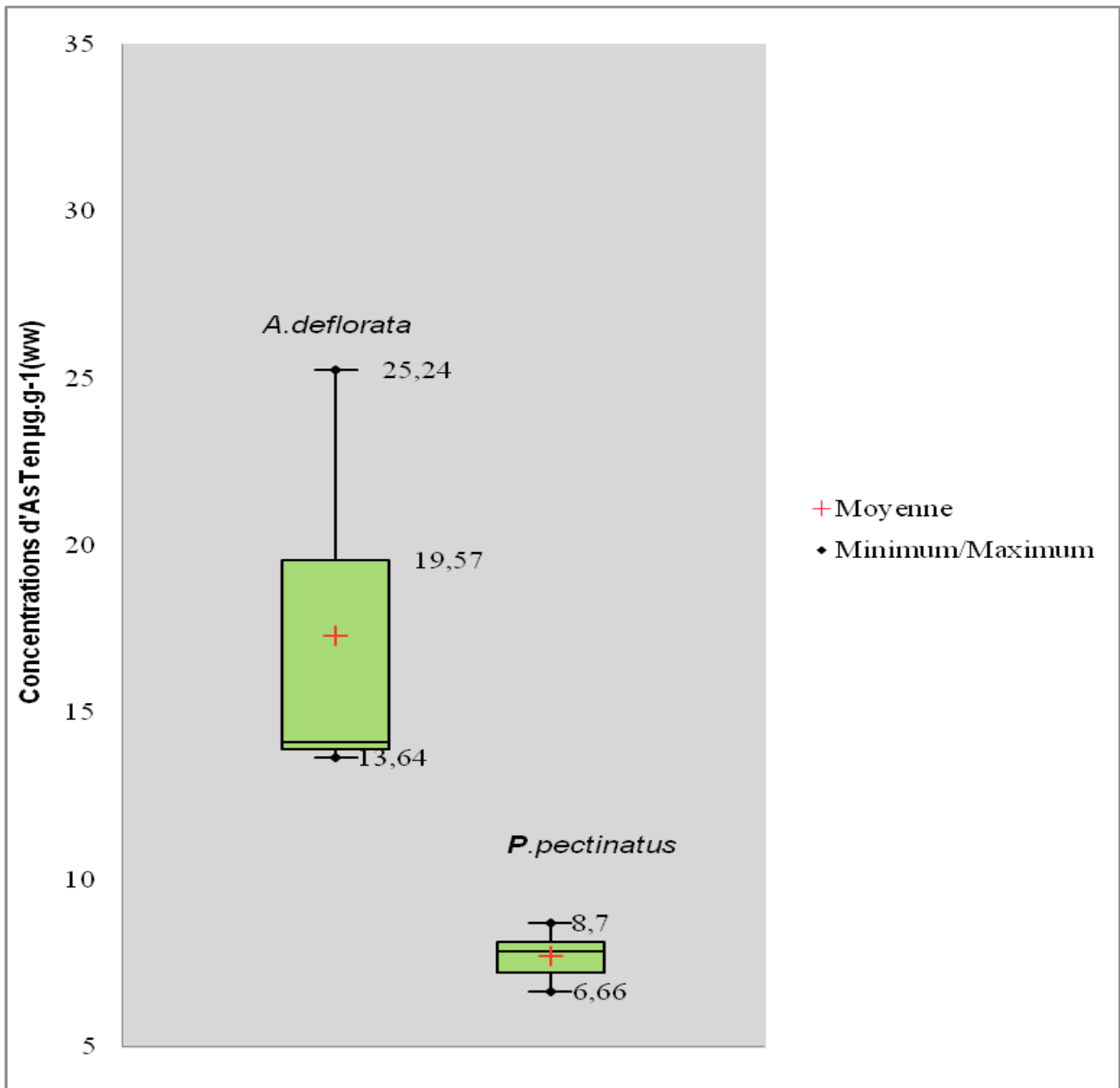


Figure III- 23 : Distribution des quantités d'arsenic (AsT) en  $\mu\text{g.g}^{-1}\text{pf}$  (ww) dans la chair des bivalves

Les deux espèces de bivalves contiennent, dans des proportions variables, sept formes différentes d'arsenic qui sont: AsB, MMA, AsIII, AsV, DMA, AsC et TMAO.

C'est l'arsénobétaïne (AsB) qui prédomine avec respectivement  $15,4 \pm 4,3 \mu\text{g.g}^{-1}$  (89,2 %) et  $5,26 \pm 0,64 \mu\text{g.g}^{-1}$  (67,8 %), chez *A. deflorata* et *P. pectinatus*.

Les deux bivalves se distinguent principalement par leurs proportions de MMA et d'AsB qui sont, respectivement, 26,2 % et 67,9 % chez la *Lucinidae* et 4,3 % et 89,2 % chez la *Psammobiidae* (fig.III-24).

Chez *P. pectinatus*, le MMA présente une concentration relativement importante ( $\approx 26,2$  %). L'AsC et la TMAO étant présentes sous forme de traces, dans certains cas, les valeurs correspondant à la moitié des seuils de détection ou de quantification, soit  $0,025 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , leur ont été attribuées selon la méthode de substitution (OMS / IPCS, 2009 ; EFSA, 2010).

À l'exception de l'AsV, les différences de concentration moyennes (en pf) des espèces d'arsenic quantifiées étaient significatives entre les deux types de bivalve ( $p < 0.05$ ).

**Tableau III- 14 : Concentrations moyennes (avec écarts-types) en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  et spéciation de l'arsenic chez les bivalves consommés à la Martinique**

Types arsenic	<i>A.Deflorata</i>		<i>P.pectinatus</i>	
	Moyenne $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (pf)	Ecart-type	Moyenne $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (p.f)	Ecart-type
<b>AsT</b>	17,296	5,079	7,727	0,755
<b>As III</b>	0,352	0,048	0,208	0,078
<b>As V</b>	0,186	0,155	0,145	0,067
<b>MMA</b>	0,766	0,377	2,028	0,500
<b>DMA</b>	0,264	0,091	0,083	0,012
<b>AsB</b>	15,440	4,242	5,262	0,637
<b>AsC</b>	0,288	0,395	<0,05	0
<b>TMAO</b>	<0,05	0	<0,05	0

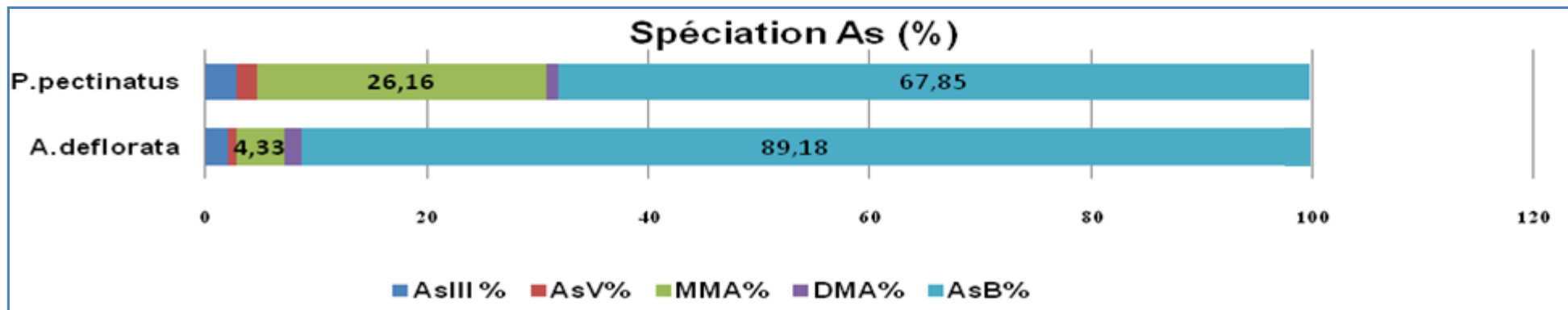


Figure III- 24: Distribution des différentes espèces d'arsenic dans les tissus mous de *P. pectinatus* et d'*A. deflorata* récoltés en Martinique.

### 6.3.3.2. Distribution de la spéciation de l'arsenic selon les sites

- Cas d'*Asaphis deflorata*

Les concentrations des différentes espèces d'arsenic selon les sites sont données dans le graphique suivant (fig. III-25) :

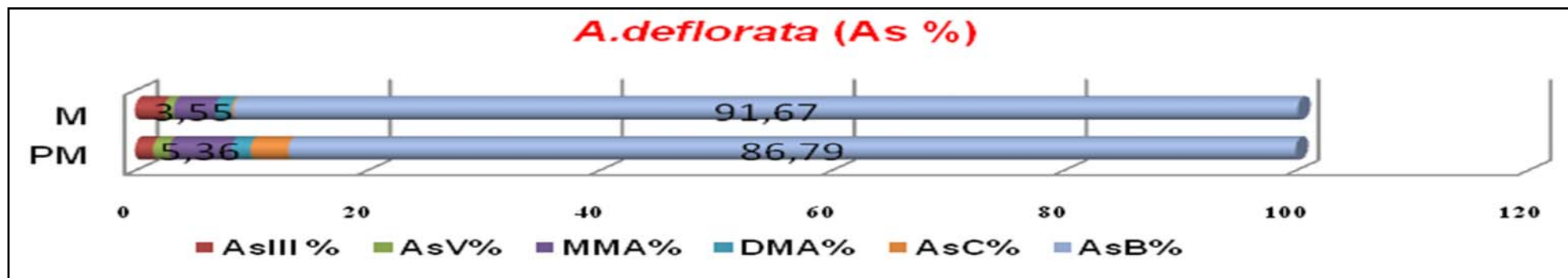


Figure III- 25 : Comparaison des différentes espèces d'arsenic dans les tissus mous d'*A. deflorata* (n=) récoltés à Métrente (M) et à Petit-Macabou (PM) en Martinique.

Dans les deux sites de récolte très distants, les échantillons d'*A. deflorata* se distinguent par des différences significatives ( $p < 0,0001$ , test-T) de leur concentration en AsT (fig. 30), les individus du site de Macabou étant plus riches en AsT (en moyenne:  $20,3 \pm 1,1$  contre  $13 \pm 1,1$  mg.kg<sup>-1</sup> à Métrente).

Les différences de spéciation chimique intersites semblent faibles à l'exception de la présence de l'AsC uniquement à l'état de traces (0,18 %) à Métrente et en quantité plus importante à Petit Macabou ( $\approx 3.2$  %) (fig.III-25). Dans ce dernier site, la chair des bivalves est presque 2 fois plus riche en espèces hautement toxiques (MMA + DMA + Asi), même si celle des individus de Métrente sont plus contaminés en Asi.



- . Cas de *P. pectinatus*

Les concentrations moyennes d'AsT (7,85 et 7,61 mg.kg<sup>-1</sup>) et la spéciation de l'arsenic dans les échantillons de la *Lucinidae* sont similaires (p>0.05) dans les deux sites du Vauclin (fig.III-26).

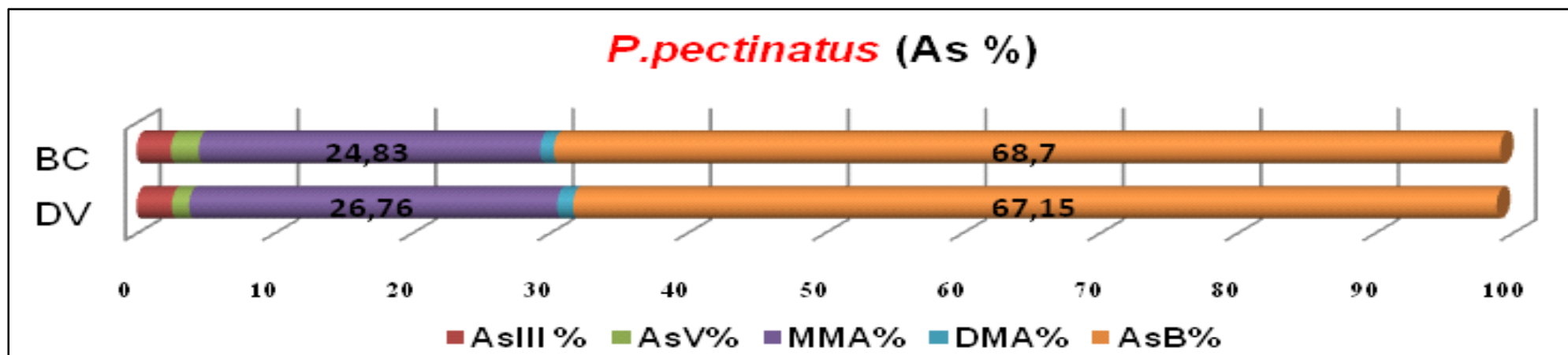


Figure III- 26 : Comparaison des différentes espèces d'arsenic dans les tissus de *P. pectinatus* (n=) récoltés à Bois C (BC) et à (DV) en Martinique

Dans les échantillons de *Psammobiidae*, les concentrations de contaminants métalliques mesurées sont globalement plus élevées que dans ceux de la *Lucinidae*. Ils contiennent plus d'As, B, Ba, Co, Cr, Mn, Ni, Zn, Sb, Se, Ti et V par unité de masse humide.

Par contre *P. pectinatus* a des concentrations plus élevées d'Al, Fe, Pb, Cu, Cd, Li, Sn, Tl. Les différences de concentrations intrasites et intraspécifiques sont mineures, à l'exception du Cu pour la *Lucinidae*, de l'As, du Zn, de l'Al, du Fe, du Mn et du Ti pour la *Psammobiidae*.

## **6.4. Discussion**

### **6.4.1. L'état sanitaire des bivalves**

En comparant les teneurs en concentrations en métaux lourds des bivalves avec les limites maximales admises au niveau international ou national (tabl.III-15), on constate que les concentrations de Pb, de Hg, Mn et de Cd, chez les deux espèces de bivalves sont au-dessous des valeurs réglementaires de la communauté européenne (C.E, 2001) qui sont respectivement de 0,5; 0,5; 100 et 1, mg.kg-1 de poids à l'état frais.

Si on tient compte de la réglementation française (arrêté du 21 mai 1999) relative au classement de la salubrité et à la surveillance des zones de production, la qualité chimique de ces bivalves est acceptable, car ceux-ci seraient classés en zone A, c'est-à-dire la zone dans laquelle les coquillages peuvent être récoltés pour la consommation humaine directe (sans dépuración).

En effet, les 3 critères requis sont respectés : les concentrations (poids à l'état frais) sont inférieures aux valeurs réglementaires pour les 3 métaux suivants : le Pb, le Cd et le Hg.

Pourtant, ces bivalves constituent probablement un risque pour la santé, car les LMA (limites maximales autorisées) sont dépassées pour l'As et le Cr dans tous les échantillons, pour le Cu et le Pb chez *P. pectinatus* et pour le Zn et le Ni chez *A. deflorata* (Vauclin). Pour confirmer ce risque, il était nécessaire de tenir compte des apports journaliers admissibles (DJA).

La présence de contaminants chez les bivalves en Martinique avait été mise en évidence la première fois par une étude faite par Pellerin-Massicote en 1991, dans la mangrove de la baie de Fort-de-France. D'après l'auteur (Pellerin-Massicote, 1992), des populations de l'huître *Crassostrea rhizophorae* étaient contaminées par des micro-polluants notamment par le Zn, le Cd, le Pb, le Hg, etc.

**Tableau III- 15 : Comparaisons de l'exposition des bivalves aux métaux les plus toxiques ou réglementés. LMA: Niveaux maximaux de contaminants dans les aliments, \* Département administratif de normalisation de la Chine, GB2762-2005, Ministère de l'agriculture de Chine, NY507.**

Contaminants	Contaminations en mg.kg-1 pf		
	Seuils réglementaire (LMA)	<i>P.pectinatus</i>	<i>A.deflorata</i>
<b>As</b>	1 (WHO, 2006) ; 0,5 (Chine*)	<b>5,89 ± 0,84</b>	<b>15,9± 4,16</b>
<b>Cr</b>	0,1(ANVISA,1 965) ; 3-5 (Popa, 2006) ; 2 (Chine*)	<b>0,26 ± 0,08</b>	<b>0,64 ± 0,19</b>
<b>Cd</b>	1 (C.E, 2001) ; 0,5 (FAO/WHO, 1993)	0,29 ± 0,07	0,02 ± 0,01
<b>Cu</b>	30 (FAO/WHO, 1993) ; 20 (FDTT, 1998)	<b>23,0 ±12,4</b>	2,18 ± 0,85
<b>Hg</b>	0,5 (C.E, 2001)	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,01
<b>Pb</b>	0,5 (FAO/WHO, 1993) ; 1 (Chine*)	<b>0,65 ± 0,43</b>	0,34 ± 0,12
<b>Mn</b>	100 (FAO/WHO, 1993)	1,05 ± 0,11	25,9 ± 14,2
<b>Ni</b>	1,5 (FSSAI, 2011)	0,39 ± 0,12	1,46 ± 0,66
<b>Zn</b>	40 (FAO/WHO, 1993)	18,2 ± 3,18	<b>40,5 ± 17,7</b>

Actuellement, les données sur la contamination chimique des mollusques ne concernent en général que les bivalves *I. alatus* et *C. rhizophorae*. L'espèce *I. alatus* a été choisie comme espèce indicatrice. Les données sur la quantité de polluants dans sa chair sont acquises lors de suivis réguliers dans le cadre du programme ROCCH, piloté par l'IFREMER. Ces données, complétées avec celles des suivis de la contamination de l'eau et des sédiments des cours d'eau et des estuaires, indiquent des taux de Zn élevés dans les compartiments abiotiques et dans le bivalve *I. alatus* (voir tableaux III-15 et III-16). En effet, dans toutes les masses d'eaux littorales régulièrement prospectées, au moins 7 métaux lourds (Ni, Cu, Pb, Zn, Cr, Mn, Co) sont mesurés à des concentrations significatives et en tenant compte des normes de qualité des masses d'eau (NQE), on constate que le Cu, le Ni et le Zn sont les métaux présents à plus forte concentration dans la chair de *I. alatus* dans certains lieux (Gonzalez, 2017).

Cette tendance a été confirmée en 2017 pour le Zn, avec une concentration médiane sur la période 2013-2017 égale à 2370,5 mg.kg<sup>-1</sup> ps (De Rock et Allenou, 2018).

**Tableau III- 16 : Teneurs (en mg.kg<sup>-1</sup> poids sec) (*I. alatus*) en éléments métalliques mesurées sur les 4 points ROCCCH de Martinique au cours de la période de suivi (2002-2015, mois de février) (De Rock et Allenou, 2018).**

Lieux de surveillance	en mg.kg <sup>-1</sup> p.s	Ag	Cd	Pb	Hg	Zn	Ni	Cu
Rivière-Lézarde	<b>moyenne</b>	<b>0,04</b>	<b>0,32</b>	<b>0,32</b>	<b>0,05</b>	<b>4983</b>	<b>0,75</b>	<b>7,75</b>
	<i>écart - type</i>	<i>0,04</i>	<i>0,08</i>	<i>0,10</i>	<i>0,01</i>	<i>1539</i>	<i>0,71</i>	<i>0,79</i>
Baie de Génipa	<b>moyenne</b>	<b>0,03</b>	<b>0,43</b>	<b>0,15</b>	<b>0,08</b>	<b>4284</b>	<b>0,73</b>	<b>8,42</b>
	<i>écart - type</i>	<i>0,02</i>	<i>0,16</i>	<i>0,04</i>	<i>0,02</i>	<i>1228</i>	<i>0,63</i>	<i>0,79</i>
Le Marin – Pointe du Marin	<b>moyenne</b>	<b>7,08</b>	<b>0,21</b>	<b>0,36</b>	<b>0,09</b>	<b>7580</b>	<b>0,87</b>	<b>10,6</b>
	<i>écart - type</i>	<i>4,47</i>	<i>0,05</i>	<i>0,06</i>	<i>0,03</i>	<i>1534</i>	<i>0,68</i>	<i>1,38</i>
Pointe La Rose Baie de SaintPé	<b>moyenne</b>	<b>0,03</b>	<b>0,24</b>	<b>0,18</b>	<b>0,07</b>	<b>5763</b>	<b>0,76</b>	<b>8,78</b>
	<i>écart - type</i>	<i>0,02</i>	<i>0,04</i>	<i>0,09</i>	<i>0,01</i>	<i>1458</i>	<i>0,35</i>	<i>0,71</i>

Mais dans notre étude, les concentrations de ce métal sont moindres dans la chair de *L. pectinata* ( $\approx 18.2$  mg.kg<sup>-1</sup> pf soit 121 mg.kg<sup>-1</sup> ps) et d'*A. deflorata* ( $\approx 40,5$  mg.kg<sup>-1</sup> pf ou  $\approx 176$  mg.kg<sup>-1</sup> ps). D'une façon générale, de fortes concentrations en Zn sont mesurées dans les milieux aquatiques de la côte atlantique.

Un diagnostic ponctuel de la contamination de la faune halieutique a mis en évidence que parmi les espèces testées, c'est *Isognomon alatus* qui présente des concentrations de zinc les plus élevées (380-520 mg.kg<sup>-1</sup>pf) (Bertrand et al, 2009; De Rock et Allenou, 2018). Cette espèce semble mieux indiquée pour le suivi de ce métal que nos deux espèces.

Quant au métal: V, il est présent en concentration importante dans les sédiments au niveau des embouchures des rivières (238 ± 112 mg.kg<sup>-1</sup>). Il est possible que sa concentration assez élevée dans la chair d'*A. deflorata* en soit une conséquence ;les bivalves endogés étant de bons indicateurs de l'état de contamination des sédiments. Les concentrations de Cu sont plus élevées chez les deux espèces étudiées que celles trouvées chez les moules référentes ci-dessous (tabl.III-16). L'espèce *A. deflorata* est plus riche en Cr que les autres espèces épigées.

Tableau III- 17: Quelques niveaux de référence pour les métaux mesurés dans les bivalves littoraux d'après données (Claisse et al., 2006) in Bertrand *et al.*, 2009

Espèces	Cd mg.kg <sup>-1</sup> p.f. : moy. (min. et max)	Zn mg.kg <sup>-1</sup> d p.f. : moy. (min. et max)	Ni mg.kg <sup>-1</sup> p.f. : moy. (min. et max)	Hg g.kg <sup>-1</sup> p.f.: moy. (min. et max)	Cu mg.kg <sup>-1</sup> p.f. : moy. (min. et max)	Cr en mg.kg <sup>-1</sup> p.f. : moy. (min. et max)
<i>Mytilus edulis</i> <sup>1</sup>	0,15 (0,04-0,75)	17 (7,2-82)	0,31 (0,09-1,2)	0,024 (0,006-0,106)	1,34 (0,8-4,6)	0,234 (0,064-1,842)
<i>Mytilus spp</i> <sup>2</sup>	0,18 (0,04-2)	30 (8,6 - 71,4)	0,30 (0,09 - 1,68)	0,024 (0,008 - 0.136)	1,36 (0,76 - 13,4)	0,166 (0,024-0,754)
<i>Crassostrea gigas</i> <sup>3</sup>	0,35 (0,08-11)	462 (85 -1406)	0,20 (0,068-0,97)	0,04 (0,008-0,102)	38 (1,34-442)	0,174 (0,03-2,82)
<i>Isognomon alatus</i> <sup>4</sup>	0,07 (0,03 - 0,23)	921 (195 - 2690)	0,13 (0,062-1,45)	0,02 (0,008-0,044)	1,8 (1,08 - 16,6)	0,124 (0,046-3,86)
<i>Crassostrea rhizophora</i> <sup>4</sup>	0,08 (0,024-0,13)	330 (177-625)	0,19 (0,09-0,27)	0,08 (0,008-0,03)	16,8 (1,8-49,6)	0,142 (0,072-1,44)

1 : Manche et Atlantique ; 2 : Méditerranée ; 3 : Manche et Atlantique ; 4 : Antilles

Dans le tableau III-18, les métaux sont classés par ordre d'importance quantitative dans les sédiments de cours d'eau. Néanmoins, si on tient compte de leur abondance normale dans la croûte terrestre (Bertrand *et al.*, 2009), ces éléments sont concentrés dans l'ordre décroissant suivant: Zn>V>Mn>Cu>Pb>Fe>Co. Les surplus de métaux ont une origine anthropique, à moins qu'il n'y ait en Martinique un contexte géochimique particulier.

**Tableau III- 18 : Principaux métaux mesurés dans les sédiments à l'embouchure des rivières**

<b>Rivières</b>	<b>Ordre d'importance</b>
<b>Mansarde</b>	AL>Fe>Mn >V>Zn>Cu
<b>François</b>	AL>Fe>Mn>Zn> V>Cu
<b>Vauclin</b>	AL>Fe>Mn >V>Cu>Zn
<b>Ebichets</b>	AL>Fe>Mn >Co>V>Zn

Les bivalves accumulent les métaux dans leur chair en fonction des concentrations de ces derniers dans le milieu et de leurs besoins physiologiques. Certains éléments abondants dans la croûte terrestre sont accumulés prioritairement dans les tissus des bivalves et leur taux est régulé. C'est le cas du Cu (Sze et Lee, 1995), du Fe, de l'Al, du V, du Mn et du Zn (Chan, 1988; Chong et Wang, 2001).

## 6.4.2. Le cas de l'arsenic

Concernant l'As, des concentrations allant de 6,66 à 25,24  $\mu\text{g.g}^{-1}$  pf ont été trouvées pour l'ensemble des échantillons de bivalves dans notre étude. Bien que la chair fraîche de *P. pectinatus* soit environ 2 fois moins concentrée en AsT que celle d'*A. deflorata*, elle contient proportionnellement une plus grande quantité de MMA et une quantité moindre d'AsB. D'autres auteurs ont trouvé des valeurs plus faibles d'arsenic total dans la chair d'espèces identiques ou de même genre ou ayant un mode de vie similaire (voir tabl.III-19).

Tableau III- 19 : Comparaisons de la concentration d'AsT chez des espèces de bivalves similaires.

Espèces	Concentrations AsT	Lieu	Références
<i>A. deflorata</i>	60,6 – 112,2 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.s)	Martinique	Cette étude
	13,64 – 25,24 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.f)		
<i>P.pectinatus</i>	33,3 – 43,5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.s) 6,66-8,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.f) 11,1 – 19,1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.f)	Brésil	Barbosa <i>et al.</i> (2018)
<i>A. violascens</i>	7,21 – 25,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.s)		
	1,30 - 153 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.f.)	Îles Samoa	Peshut <i>et al.</i> (2008)
<i>Soletellina biradiata</i>	43 $\pm$ 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (p.s)	Australie	Maher <i>et al.</i> (2018).

D'après Krishnakumar et al. (2016), des teneurs en arsenic total variant de 16 de 118  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  ps sont fréquentes chez les bivalves.

Par exemple, Maher *et al.* 2018, ont trouvé chez une autre *Psammobiidae*, suspensivore et déposivore (*Soletellina biradiata*,) vivant dans un sédiment côtier non ou peu contaminé par l'As, une concentration moyenne assez élevée ( $43 \pm 5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ps) mais plus faible que celle mesurée pour *A. deflorata* ( $76,9 \pm 4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ps) dans cette présente étude. Mais selon Kato et al,2020, de telles valeurs d'arsenic indiquent une contamination de l'environnement des bivalves. Aussi, dans les sites non contaminés , les valeurs de AsT sont plus faibles que celles indiquées dans les exemples cités.

Ces différences de concentrations d'AsT peuvent être dues à des différences dans la capacité d'absorption, de métabolisme et d'excrétion de l'arsenic (Zhao *et al.*, 2012) en relation avec plusieurs facteurs dont l'espèce (Edmonds et Francesconi, 1993 ; Lai *et al.* 1999 ; Muñoz *et al.* 1999, 2000; Zhao *et al.* 2012) et les facteurs du milieu. Selon Neff et al. (1997) et les auteurs cités par eux, la température, la salinité, la quantité de phosphate dissous sont des facteurs de variations de la biodisponibilité pouvant expliquer les différences de concentration chez les organismes, car ils influencent les ratios des différentes espèces d'arsenic inorganique dans l'eau.

Les différences de spéciation peuvent être dues au métabolisme (cinétique) mais aussi au fait que les deux bivalves étudiés n'ont pas le même milieu de vie, ni tout à fait le même régime trophique.

Le régime alimentaire d'*A. deflorata* a été étudié dans d'autres régions et son contenu stomacal révèle la présence d'éléments d'origine benthique puisque des micro-algues benthiques, des débris de phanérogames marines et des matières organiques (Berg et Alatalo,1985; Moganti *et al.* 2008) mais aussi des particules minérales issues du sédiment (Berg and Alatalo, 1985; Domaneschi et Shea, 2004) y ont été identifiés.

Par contre, *P. pectinatus*, qui est une espèce adaptée au sédiment riche en hydrogène sulfuré, se nourrit en grande partie grâce à des bactéries endosymbiotiques (Taylor et Glover, 2000) installées dans ses branchies (Frenkiel et al. 1996) mais aussi par filtration dans la colonne d'eau (Reid and Slack-Smith, 1998). Or, dans les débris de phanérogames marines (voir Price et al. 2012 et les auteurs cités par eux), l'As est majoritairement présente sous forme inorganique (50 %-70 %).



De même dans les algues du genre *Sargassum*, Yokoi et Konomi (2012), Rose et al. (2007) et Sanders (1979) ont signalé plus de 70 % d'Asi.

Par ailleurs, dans les eaux marines, l'As est sous forme principalement inorganique, les formes organiques étant minoritaires (Cullen et Reimer, 1989 ; Tamaki et Frankenberger, 1992 ; Francesconi et Edmonds, 1998).

En Martinique, dans l'ensemble de la faune marine examinée, les concentrations en AsT variaient entre 0,25 et 108  $\mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$  et les valeurs de l'arsenic inorganique étaient toutes inférieures à 0,5  $\mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$  (Bertrand *et al.*, 2009). Dans la chair des crustacés et des poissons, les valeurs d'AsT allaient de 0,25-79  $\mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$ . Les bivalves *A. deflorata* sont plus riches en As que ces espèces (environ 112  $\mu\text{g.g}^{-1}\text{ps}$ ). Pourtant, les crustacés sont connus pour accumuler davantage d'arsenic que les bivalves. Les mesures faites par Bertrand et al.(2009) ont été néanmoins réalisées avant les arrivages de sargasses. Bien que la chair de *P. pectinatus* soit environ 2 fois moins riche en arsenic total que celle d'*A. deflorata*, elle contient proportionnellement une plus grande quantité de MMA et une quantité moindre d'AsB par unité de masse fraîche.

C'est la chair de la palourde *P. pectinatus* qui contient les plus grandes proportions de composés arsénicaux très toxiques ( $\approx 32$  %) et parallèlement les plus faibles pourcentages d'AsB ( $5,262 \pm 0,637 \mu\text{g.g}^{-1}$  ( $\approx 67,5$  % en moyenne)).

En effet, 100g de chair humide de la palourde *A. deflorata* fournissent davantage d'As inorganique, (environ 0,054 mg contre environ 0,035 mg), mais moins de formes méthylées simples (MMA+DMA) soit environ 0,1 mg contre 0,2 mg pour *P. pectinatus*.

Ainsi, pour une même portion consommée la chair fraîche de la *Lucinidae* est-elle 1,6 fois plus riche en arsenic hautement toxique (iAs+MMA+DMA) que celle de la *Psammobidae*. En conséquence, même si la chair de *P. pectinatus* est moins contaminée que celle d'*A. deflorata* sa consommation peut présenter un risque plus élevé pour la santé humaine car elle est plus riche en arsenic toxique (même en tenant compte des poids secs). Le fait que les formes méthylées trivalentes (DMA et MMA) soient au moins plus toxiques que l'AsV en est la raison.

Pour vérifier cette proposition, dans le chapitre 4, l'évaluation de l'exposition encourue par les consommateurs de ces bivalves a été réalisée; il a été auparavant nécessaire de faire un point sur les notions toxicologiques qui permettent l'élaboration des valeurs toxicologiques de référence. Les métaux étant tous toxiques à partir d'une certaine dose, ils constituent un danger pour les consommateurs.

## **7. Quelques données sur l'(éco)toxicologie**

L'écotoxicologie, science de l'étude des effets des polluants environnementaux sur le monde vivant, prit son essor dans les années 1960 (Ramade, 2007). Cette discipline permet de surveiller et de limiter les impacts des polluants sur tous les niveaux d'organisation du vivant, de la cellule jusqu'à la biosphère (Ramade, 2007).

### **7.1. La toxicité et son évaluation**

#### **7.1.1. Notions de toxicité**

Une substance est dite toxique quand elle possède des effets délétères sur un organisme vivant. Toute modification de la structure et du fonctionnement d'un organisme vivant pouvant être reliée à la présence d'un élément chimique ou d'une molécule et nécessitant un mécanisme d'adaptation peut être considérée comme un effet délétère. La notion d'effet toxique suppose une détérioration de l'état des structures vivantes touchées.

Ces effets peuvent être présents à différentes échelles, du niveau moléculaire au niveau de l'organisme entier et avoir des conséquences sur le comportement et la survie de l'individu.

La dose est la quantité de substance présente dans l'organisme vivant. Elle se mesure en mg de substance par kg de masse corporelle. Toutes les substances chimiques sont potentiellement toxiques, la plupart n'ayant que des effets à partir d'une certaine dose.

On parle de toxicité à seuil de dose.

D'autres sont toxiques quelque soit la dose (même la plus infime), leur toxicité étant sans seuil de dose. Un même contaminant (ex : As) peut avoir à la fois des effets sans seuil et à seuil de dose.

Une classification des minéraux toxiques est donnée (tabl.III-20). Plusieurs métaux possèdent un rôle dans le fonctionnement des organismes vivants. Dans ce cas, ils sont dits alors métaux essentiels et sont absorbés, en général, par les cellules à l'état de traces. Certains tels que le Fe, le Zn, le Cu sont parmi les constituants élémentaires de protéines qui jouent un rôle important dans l'organisme. Les métaux essentiels (tabl.III-21) sont absorbés par un organisme vivant en fonction de ses besoins, et des quantités trop importantes peuvent avoir des effets nocifs.

**Tableau III- 20 : Toxicité de quelques éléments chimiques selon leur disponibilité (d'après Wood ,1974) in Förstner (1980).**

Toxicité non critique			Toxiques mais très rares ou insolubles		Très toxiques et bio-accessibles		
Na	C	F	Ti	Ga	Be	As	Au
K	P	Li	Hf	La	Co	Se	Hg
Mg	Fe	Rb	Zr	Os	Ni	Te	Tl
Ca	S	Sr	W	Rh	Cu	Pd	Pb
H	Cl	Al	Nb	Ir	Zn	Ag	Sb
O	Br	Si	Ta	Ru	Sn	Cd	Bi
N			Re	Ba		Pt	

D'autres, non-essentiels, peuvent avoir des effets toxiques même en très petite quantité, et ne jouent aucun rôle dans l'organisme humain (Massadeh *et al.*,. 2018).

Tableau III- 21 : Liste de métaux essentiels ou non (D'après Aarab, 2004; FAOinFoods,2016

Métaux essentiels	Mo, Ni, Se, Cr, Co, Cu, Fe, Mm, Zn
Métaux non essentiels	Al, Sb, As, Be, Cd,Hg, Pb, Sn, Th,V

### 7.1.2. L'évaluation de la toxicité d'une substance

Des études toxicologiques permettent d'établir une relation de cause à effet entre une dose de contaminant et la réponse des organismes (relation «dose-réponse») puis à repérer le degré de sensibilité des espèces vivantes.

Des expérimentations telles que les tests en laboratoire permettent d'évaluer la toxicité des substances chimiques sur les organismes.

Un organisme vivant est exposé à un polluant quand il l'absorbe ou est en contact avec celui-ci. La dose d'exposition est la quantité de cette substance avec laquelle, il est en contact. Chez l'Homme, l'exposition peut se faire par la voie orale, par la voie respiratoire (inhalation) ou par contact épidermique.

La toxicité d'une substance est dite aigüe quand ses effets se produisent après une courte exposition (minutes, heures ou jusqu'à 1 jour), et à fortes doses ou à des doses répétées.

La toxicité est chronique si les effets ne surviennent qu'après un temps d'exposition relativement long et de façon permanente (10 à 15 jours, mois, années) ou avec des doses répétées.

La toxicité est dite subchronique quand sa durée est intermédiaire. Une même substance peut avoir à la fois une toxicité chronique, subchronique et aigüe.

La réponse de l'organisme à un toxique dépend, entre autres, de la quantité du produit présent dans un tissu ou un organe. Plusieurs facteurs interviennent dans les processus d'action toxique, notamment des phases toxicodynamiques et toxicocinétiques.

Généralement, on distingue deux types d'expériences en laboratoire pour rechercher les effets d'une substance donnée :

- Des tests *in vivo* au cours desquels des animaux entiers vivants (ex: cobaye, lapin, rat et souris) sont exposés à la substance par une voie donnée (orale, inhalation ou contact) et pendant une durée donnée.
- Des tests *in vitro*, au cours desquels des cultures de tissus ou de cellules prélevées chez un organisme appartenant à une espèce précise, sont réalisés en présence de la substance et pendant une durée précise.

Dans le cas des tests *in vivo*, on évalue la toxicité avec un indicateur quantitatif, par exemple la mortalité pour la toxicité aiguë. On calcule alors les doses létales (DL) qui entraîne la mortalité de 100 % (DL100), 50 % (DL50) ou 25 % (DL25) des individus d'une population exposée. Par exemple, des expérimentations ont montré que la DL50 par voie orale de l'arsenic inorganique chez les rats et les autres animaux de laboratoire variait respectivement entre 15 et 293 mg.kg<sup>-1</sup> et de 11 à 150 mg. kg<sup>-1</sup> de poids corporel (Done et Peart, 1971; Ng, 2005).

On peut également, calculer les **C.E<sub>50</sub>** (Concentrations Efficaces) c'est-à dire ayant un effet délétère donné (mortalité, atrophie d'un organe, inhibition de croissance, etc...) décelable sur 50 % des individus exposés pendant un laps de temps donné (Ramade, 2009).

Concernant les tests *in vitro*, on calcule les **C.I<sub>50</sub>** qui mesurent les Concentrations Inhibitrices, c'est-à-dire provoquant 50% d'inhibition d'une réaction enzymatique identifiable.

La dose létale 50 est utile pour des études de toxicité, car elle sert de point d'ancrage permettant de poursuivre des tests sur la toxicité chronique.

L'évaluation de la dose létale permet également de classer et de comparer la toxicité de plusieurs substances.

L'étude de la toxicité chronique c'est à dire de faibles doses à moyen et à long terme permet d'établir la **NOEC** et la **LOEC**. La NOEC (No Observed Effect Concentration) correspond à la plus forte la concentration de polluant ne produisant pas d'effets observables (Ramade, 2009) et dépend de l'espèce (tabl.III-22). La NOEC pour l'arsenic varie selon les espèces marines (95-113  $\mu\text{g.L}^{-1}$  après 14 j) (Thursby et Steel, 1984). La LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) est la plus petite concentration testée ayant un effet observable. Ces valeurs doivent être statistiquement significatives par rapport au témoin non exposé. Dans le cas où l'augmentation de la dose provoque l'intensification de l'effet toxique, on parle de relation dose-effet, car traduisant une corrélation positive entre la dose d'exposition et l'intensité de l'effet.

Le concept de toxicité chronique permet de rechercher notamment les effets génotoxiques, le pouvoir carcinogène et les effets sur la descendance, par le biais d'étude sur la fécondité, l'embryogenèse et le développement (INERIS, 2009).

**Tableau III- 22 : NOEC pour l'arsenic de quelques espèces aquatiques**

<b>Espèces vivantes</b>	<b>NOEC</b>	<b>référence</b>
algues	86 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (24j)	Ineris 2009
invertébrés	260 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (21j)	
poissons	76 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (6mois)	

La toxicité d'une substance donnée est décrite en tenant compte de l'organisme exposée (espèce, maturité, genre), de la dose administrée, de la voie d'absorption, de la durée et de la fréquence d'exposition, des effets néfastes ainsi que de leur gravité, et enfin du laps de temps nécessaire à l'apparition de ces effets.

Par exemple, pour un type cellulaire donné, les différentes espèces chimiques d'arsenic n'ont pas la même toxicité (tabl III-23). On parle de concentration létale (**CL**) lorsque l'effet considéré est la mortalité.

**Tableau III- 23 : Toxicité des différences espèces d'arsenic pour des cellules endothéliales**

<b>Tissus</b>	<b>AsIII</b>	<b>AsV</b>	<b>MMAV</b>	<b>MMAIII</b>	<b>DMAV</b>	<b>TMAO</b>	<b>Référence</b>
<b>cellules endothéliales de cœur de rat (RHMVE)</b>	CL50 = 36 µM	CL50= 220 µM	CL50= 36,6 mM	CL50= 4,1µM.	CL50= 2,54 mM	Non toxique	Hirano <i>et al.</i> ,2003

DL et CL sont des paramètres d'écotoxicité aiguë tandis que CE, CI, NOEC, LOEC sont utilisés pour la toxicité chronique.

### **7.1.3. Effets des métaux sur les bivalves**

Des métaux présents dans le milieu marin peuvent avoir des effets délétères sur les espèces marines vivantes (Kesavan, 2013). La toxicité d'un métal dépend de sa nature et de sa biodisponibilité. Les facteurs influençant la biodisponibilité d'un polluant sont aussi ceux qui contribuent à déterminer sa toxicité (Fent et Looser, 1995). Aussi ses caractéristiques physico-chimiques (ex: sa spéciation) sont importantes et doivent être distinguées dans l'évaluation de sa toxicité.

Les effets des métaux sur les organismes bivalves dépendent de:

- l'espèce biologique (Martin *et al.*,1976 )
- le stade de développement (Martin *et al.*,1976). Les larves et les juvéniles étant plus sensibles que les adultes (Conner, 1972)
- la condition physiologique de l'individu (Martin *et al.*,1976)
- l'état de spéciation chimique des métaux (Deslous-Paoli., 1981).

Selon Ramade (2007), les effets des polluants varient selon le niveau d'organisation du système biologique impacté.



### 7.1.3.1. Quelques effets moléculaires

De faibles quantités de métaux peuvent être nocives et entraîner des perturbations aux niveaux d'activités enzymatiques (Kesavan, 2013) et hormonales (Amiard-Triquet *et al.*, 1986). Chez les bivalves, l'augmentation significative de l'activité de l'enzyme GST (glutathion S-transférase) en présence de Ni (Attig *et al.*, 2014) a été notée chez *M. galloprovincialis*, l'augmentation significative de la vitesse de formation de la MDA a été mise en évidence chez *M. edulis* et *M. galloprovincialis* exposés au cuivre (Viarengo *et al.*, 1990; Aarab, 2004) et chez *M. edulis* et *C. gigas* dans un contexte de pollution polymétallique (Breitwieser *et al.*, 2018). Par exemple, l'As agit au niveau du métabolisme énergétique par inhibition d'enzymes impliquées dans la glycolyse et la respiration (Ter Well et Slater, 1967; De Master et Mitchell, 1973 ; Gebel, 1997, 2000, 2002).

Ces effets au niveau moléculaire peuvent avoir des conséquences au niveau cellulaire, tissulaire, des organes et dans la physiologie globale de l'organisme. Par exemple, selon Azizi *et al.* (2018), l'exposition des organismes aquatiques à des métaux peut provoquer des dysfonctionnements métaboliques, puis l'altération de membranes cellulaires induisant des phénomènes de nécrose, d'ulcération et d'atrophie tissulaires, se traduisant au niveau de l'organisme par des difformités.

Ces effets toxiques mesurables des métaux sur les bivalves peuvent servir de biomarqueurs. C'est le cas des MTs dont le niveau reflète la biodisponibilité des métaux (George et Olsson, 1994; Le *et al.*, 2016).

### 7.1.3.2. Effets au niveau des organes et de l'organisme

D'une façon générale, au niveau individuel, les effets des polluants peuvent être des perturbations endocriniennes, neurotoxiques, génotoxiques, immunotoxiques et reprotoxiques (Ramade, 2007). Chez certaines espèces d'huîtres, la présence de fortes concentrations de métaux lourds dans les tissus provoquent une inhibition de la croissance de la coquille (par ex. *Crassostrea virginica*) selon Butler (1963), des lésions au niveau des organes (par ex. *Crassostrea gigas*) (Guzmán-García et al., 2009). Chez les bivalves, le stress peut, par exemple, diminuer la croissance (tabl.III-24), et l'effort de reproduction, modifier la morphologie, le comportement et le taux de filtration.

Tableau III- 24 : Exemples de toxicité aiguë de métaux chez les bivalves

Métaux	Espèces	Valeurs toxicologiques	Références
<b>CuCl<sub>2</sub></b>	<i>Crassostrea virginica</i> (embryons)	CL50=103 µg.l <sup>-1</sup> , 48 h	Calabrese et al., 1973).
<b>CuCl<sub>2</sub>=</b>	<i>Mercenaria mercenaria</i>	CL95=10 jours avec 28 µg.l <sup>-1</sup> Inhibition de croissance à 51,7 % à 16,4 µg.l <sup>-1</sup>	Calabrese et al, 1977
<b>MnCl<sub>2</sub>,</b>	<i>C.virginica</i> (jeunes larves)	CL50 à 48 h=16 mg.l <sup>-1</sup>	Calabrese et al. 1973

### **7.1.3.3. Au niveau des populations**

Les effets au niveau individuel peuvent influencer sur la dynamique de la population (Calow, 1994). La densité des populations et la structure des populations (classe d'âge) peuvent être modifiées par des atteintes sur la fertilité, la fécondité, la reproduction et le développement (Ramade, 2009). Ces effets ont une incidence sur le cycle de vie de l'espèce (Van Straalen et al., 1989, Begon et al., 1990) mais il n'est pas toujours possible de prédire les conséquences au niveau des communautés et des écosystèmes (par ex. Lagadic et al., 1994; Adams, 1990; Hopkin, 1993; Smith et Cairns, 1993; Van Gestel et Van Brummelen, 1996). Néanmoins, des modifications dans l'abondance et la diversité des espèces (Van Gestel et Van Brummelen, 1996) peuvent se produire.

Les impacts écologiques sont importants à long terme car les effets observés ne sont pas toujours réversibles (Lafaurie et al., 1990).

Chez les moules, les effets d'une pollution peuvent être évalués globalement par les conditions de santé par le biais de l'utilisation d'indices physiologiques reflétant le stress physiologique provoquée par l'exposition à des polluants.

### **7.1.3.4. Quelques effets de l'arsenic sur l'Homme**

La toxicité de l'As est connue depuis longtemps notamment grâce aux études épidémiologiques qui ont permis d'alerter sur l'étendue de ses effets délétères sur la santé de millions de personnes fortement exposées à des quantités importantes d'As inorganique (> 50 mg/l) dans l'eau de boisson dans certaines régions du Monde (voir Anamika, 2014). L'arsenic est un métalloïde toxique (tableau 25) et cancérigène de classe 1.

- *La toxicité aiguë de l'arsenic*

L'ingestion de 200 à 300 mg d'arsenic inorganique (As<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) peut avoir une conséquence mortelle. Pour un adulte, on estime que la dose létale est située entre 1 et 3 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> d'As (Vallée *et al.*, 1960 ; Schoolmeester et White, 1980 ; Zaloga *et al.*, 1985 ; Kamijo *et al.*, 1998 ; Benramdane *et al.*, 1999 ; Civantos *et al.*, 1995 ; Levin-Sherz *et al.*, 1987).

La toxicité aiguë peut provoquer la mort. Le dosage multi-élémentaire sanguin post-mortem peut révéler une concentration en arsenic de 713 µg.l<sup>-1</sup> (concentrations normales <13 µg.l<sup>-1</sup>), probablement liée à la consommation d'un aliment empoisonné (Goullé *et al.*, 2007).

**Tableau III- 25 : Conséquences de l'intoxication aiguë par l'arsenic chez l'Homme**

	<b>Symptômes</b>	<b>Lésions</b>	<b>références</b>
<b>Effets immédiats</b>	Douleurs abdominales, vomissements et diarrhée parfois sanglants (choléra arsenical)	Tissus rénaux et hépatiques (hépatonéphrite)	Kersjes <i>et al.</i> (1987) Marsha et Ford (1998)
	Troubles du rythme cardiaque ou mort  Soif intense et une saveur alliacée de la bouche	Cardiomyopathies  Neuropathies	Uede et Furukawa (2003); Goldmish et From (1980).  Le Quesne et McLeod, 1977; Chuttani <i>et al.</i> (1967)
<b>Deux mois après l'intoxication</b>	Ongles des bandes blanchâtres transversales (bandes de Mees), une dermatose palmo-plantaire et une chute des cheveux et des poils.	Lésions de la peau et des phanères	Abernathy <i>et al.</i> (1992);  Park et Currier (1991) ; Valentine <i>et al.</i> (1992)

- *La toxicité chronique de l'arsenic*

La toxicité chronique est caractérisée par des lésions cutanées: mélanodermie (Tseng *et al.*, 1968), hyperkératose palmo-plantaire (maladie de Bowen); la maladie des pieds noirs (par ex. Tseng, 1977; Albernathy *et al.*, 1989; Ahmad *et al.*, 1997, 1999; Ahsan *et al.*, 2006; Guo *et al.*, 2006), des cancers cutanés, des effets neurologiques, des lésions aux muqueuses, une atteinte hépatique, des effets cardio-vasculaires (par ex. Chen *et al.*, 1985; Rahman *et al.*, 1999; Glazener *et al.*, 1968; Goldsmith et From, 1980; Heyman *et al.*, 1956; Little *et al.*, 1990; Mizuta *et al.*, 1956), des troubles hématologiques (par ex. Borgano et Grelber, 1972; Zaldivar et Guillier, 1977; ATSDR, 2007), ainsi que des atteintes aux phanères (Goullé, 1998). Le potentiel cancérigène de cet élément est connu depuis plus de cent ans, il affecte la peau, les poumons, la vessie mais peut aussi atteindre le rein, le foie et la prostate.

## **7.2. L'élaboration des valeurs toxicologiques de référence.**

Les études qui permettent d'évaluer la toxicité des substances chimiques sur l'Homme sont un préalable indispensable à la réglementation fixant des valeurs toxicologiques de références. Ces dernières sont élaborées dans l'objectif de la diminution des risques sanitaires liée à l'exposition à des substances toxiques. Ces études sont diverses et incluent celles faites sur d'autres animaux, (voir description précédente. Il s'y ajoute des données épidémiologiques (comparant plusieurs groupes d'individus), les études de cas cliniques avec l'observation de symptômes et de lésions éventuelles et des études théoriques basées sur la modélisation (ex: relations structure-activité).

Pour l'exposition par la consommation d'aliments, la stratégie peut consister à limiter la commercialisation de produits contaminés ou à faire des recommandations aux consommateurs pour limiter l'ingestion de ces produits. Dans les deux cas des valeurs toxicologiques de référence sont élaborées.

### **7.2.1. Les valeurs toxicologiques de référence**

Les VTR sont des données toxicologiques qui établissent une relation quantitative entre une dose de substance à laquelle un organisme est exposé et un effet délétère constaté (US EPA, 1991). Les VTR sont élaborés pour un effet critique donné survenu par une voie et selon une durée d'exposition données. (Bisson *et al.*, 2009). Chaque VTR correspond donc, à un effet, une voie et à une durée d'exposition.

Les substances chimiques peuvent avoir un effet ou des effets à partir d'une certaine dose ingérée. L'effet critique est l'effet adverse qui apparaît en premier lorsqu'on accroît la dose. Il correspond à une dose critique.

On parle alors d'effet à seuil, et à partir de celui-ci, l'intensité des effets augmente avec la dose. Il s'agit en général d'effets non cancérogènes (Bonvallot et Dor, 2001) et non génotoxiques (Bisson *et al.*, 2009)

Mais une même substance peut avoir des effets sur un organisme quelle que soit la dose reçue. Les effets sont alors dits sans seuil et la probabilité de leur apparition s'accroît avec la dose, sans que leur intensité n'augmente.(Bonvallot et Dor, 2001).

En général, il s'agit des effets cancérogènes génotoxiques (Bisson *et al.*, 2009). Une même substance (ex: l'As) peut posséder à la fois des effets à seuil et des effets sans seuil.

On considère que les expositions aiguës sont celles qui ont une durée inférieure ou égale à 14 jours, les subchroniques, de 14 jours à 1 an et les chroniques de 1 an jusqu'à la fin de la vie ( $\approx 70$  ans) (US EPA, 1989).

Une substance peut avoir des effets différents sur plusieurs organes, cependant la VTR est fixée pour un effet précis sur un organe et une durée d'exposition donnée. L'organe le plus sensible est celui qui conduit à la VTR la plus protectrice (INERIS, 2009)

### **7.2.2. L'élaboration des VTR**

Plusieurs instances internationales ou nationales (Anses, US-EPA, ATSDR, OMS/IPCS, Health Canada, RIVM, OEHHA et EFSA) ont élaboré des VTR orales pour diverses substances, dont la toxicité a été mise en évidence à partir de données épidémiologiques, médicales ou toxicologiques établies expérimentalement chez l'animal ou grâce à des tissus vivants.

Pour l'acquisition de données expérimentales, les animaux (rats, souris, cochons d'Inde, chiens) sont mis en contact avec une substance par voie orale pendant une certaine durée (INERIS, 2009). Les espèces animales utilisées sont de préférence des espèces modèles pour l'Homme. Par exemple, dans le cas de l'As, les capacités de méthylation des espèces inorganiques étant proches chez l'Homme, la souris et le lapin, ces dernières sont utilisées plutôt que le cobaye ou le ouistiti (ASTDR, 2007a).

Pour construire une VTR à seuil de dose orale, la méthodologie consiste à repérer l'effet critique, à calculer la dose critique liée puis à utiliser des facteurs d'incertitude (Bonvallet et Dor, 2001). Ces derniers dépendent des différences de sensibilité interspécifiques, interindividuelles, des variations entre les conditions expérimentales et les conditions réelles d'exposition de la population (Dourson *et al.*, 1996 ; Gaylor, 1983).

On établit ainsi une valeur toxicologique de référence (VTR) qui indique **un seuil d'exposition au-delà duquel des effets nocifs pour l'homme sont possibles** à partir de la formule suivante:

$$VTR = \frac{\textit{Dose critique}}{AF = [(UF) X (MF)]}$$

Avec UF = UFH×UFA×UFS×(UFL ou UFB) ×UFD (Barnes et Dourson, 1988; Bonvallot et Dor, 2001)

AF= facteurs d'évaluation (Assesment Factors)

MF=facteurs de modification (Modifing Factors)

UF=facteurs d'incertitude (Incertainly Factors)

À chacun de ces facteurs, on applique un facteur de 10 pour tenir compte d'une incertitude découlant de conditions expérimentales différentes.

UFH pour la variabilité de la sensibilité interindividuelle. Ce facteur est utilisé en l'absence de données sur les populations les plus sensibles (Burin et Saunders, 1999; Calabrese, 1985; Dourson et Stara, 1983)

UFA prend en compte l'extrapolation des données issues d'expérimentations animales et suppose que les humains sont les plus sensibles à la toxicité d'une substance .

UFS est choisi pour un NOEL déterminé à partir d'études à moyen terme (subchronique) et suppose qu'à long terme les mêmes effets sont possibles mais à plus faibles doses (Pieters *et al.*,1998).

UFL est utilisé en l'absence de NOEL, le LOEL étant considéré comme la dose critique.

Il est basé sur le fait que le NOEL correspond à une dose plus faible (Faustman *et al.*, 1994).



L'UFB est le facteur qui équivaut à UFL quand on utilise la BMD (Benchmark Dose). Pour permettre un meilleur ajustement à une dose sans effet dans le cas d'une BMR (BMR : Benchmark Response) trop élevée ou de doses trop espacées (US EPA, 1992). Faustman et al. (1994) préconisent un facteur de 3 pour éviter une surestimation.

UFD est un facteur supplémentaire qui tient compte de diverses variabilités dont la fiabilité et le manque de données. (Dourson *et al.*, 1992 ; Renwick, 1995).

Par exemple, d'après l'étude épidémiologique d'Ahsan *et al.* (2006), les hommes sont plus sensibles que les femmes à l'apparition de lésions cutanées consécutives à l'ingestion d'As inorganique.

Aussi, puisque l'effet critique a été établi en utilisant un échantillon important (10000 personnes) et l'observation des humains les plus sensibles, aucun facteur d'incertitude interspécifique n'a été utilisé pour élaborer la VTR de  $0,45 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{p}\cdot\text{c}\cdot\text{j}^{-1}$ , élaborée par le FoBig (Institut de recherche et de conseil pour les substances dangereuses localisé en Allemagne) pour l'As inorganique.

En revanche, un facteur intraspécifique a été utilisé parce qu'il existait des sensibilités différentes selon l'état nutritionnel de l'individu (HAS, 2020).

La dose critique peut être la dose maximale sans effet nocif observable (DMSENO ou NOAEL ou NOEL) ou une BMD (benchmark dose) (Ineris, 2009).

**Le NOEL ou NOAEL** représente la dose en-dessous de laquelle la probabilité d'apparition de l'effet critique sera en théorie nulle. Elle est déterminée à partir de l'espèce animale la plus sensible et la plus appropriée et par comparaison avec un groupe d'animaux non exposés.

Quand les conditions expérimentales ne permettent pas la détermination du NOEL, on utilise la plus petite dose ayant un effet indésirable observé. C'est la dose minimale pour un effet nocif observable (DMENO ou LOEL ou LOAEL).

Contrairement au LOEL et au NOEL, la BMD ou l'ED (dose estimée) ne représente pas un seuil de toxicité mais constitue un repère dans la relation dose-réponse.

C'est une estimation de la dose induisant un niveau de réponse connue avec une augmentation de la fréquence ou de la sévérité particulière de celle-ci, conventionnellement fixée à 1,5 ou 10 % (voir plus d'informations: Crump,1984).

Cette dose estimée est obtenue par modélisation de l'ensemble des données expérimentales.

Pour construire une VTR sans seuil de dose, il est nécessaire de fixer un niveau de réponse donné, puis de déterminer par extrapolation une dose correspondant à ce niveau de réponse par modélisation de la courbe dose-réponse issues des données expérimentales (Bonvallot et Dor, 2001). La VTR construite se rapporte à une probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non-exposé, qu'un individu développe un cancer en cas d'exposition à une unité de dose pendant sa vie entière (Bonvallot et Dor, 2001).

En plus de l'utilisation d'un niveau de réponse connue pour déterminer la dose critique, les méthodes d'élaboration des VTR ont subi d'autres évolutions récentes quant à l'amélioration de la qualité et du traitement des données (voir Bonvallot et Dor, 2001). Dans ce contexte, deux de ces tendances que nous utiliserons au cours de notre étude sont:

- (1) l'exploitation de la totalité des données expérimentales pour l'élaboration de la dose critique;
- (2) la non-distinction des effets cancérigènes de ceux qui sont non cancérigènes, sachant que les effets cancérigènes peuvent être liés à l'existence de seuils de tolérance variant d'un individu à un autre. Ainsi, à un niveau d'exposition donné, les probabilités de survenue de cancers dépendent de l'individu.

Des limites tolérables (tabl.III-26) sont données ou validées par plusieurs organismes nationaux ou internationaux (Massadeh *et al.*, 2018).

**Tableau III-26 : Exemples de valeurs toxicologiques de références retenues par l'Ineris pour l'arsenic. ERUo : excès de risque unitaire par voie orale**

<b>Eléments</b>	<b>Type d'exposition</b>	<b>Valeur de référence</b>	<b>Sources,</b>	<b>Origine de la valeur retenue</b>
<b>Arsenic</b>	Chronique orale Effet sans seuil	ERUo = 1,5 (mg.kg-1.j-1)-1	OEHHA, 1996 US EPA, 2009	INERIS, 2010
	Chronique orale Effets à seuil	TDI = 0,45 µg.kg-1.j-1	FoBiG, 2009	INERIS, 2010



Environmental Science and Pollution  
Research  
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-12216-7>

---

## The silent spring of Sargassum

**Damien A. Devault<sup>1</sup> . Emma Modestin<sup>2</sup> . Victoire Cottereau<sup>3</sup> . Fabien Védie<sup>4</sup> . Valérie Stiger-Pouvreau<sup>5</sup> . Ronan Pierre<sup>6</sup> . Alexandra Coynel<sup>7</sup> . Franck Dolique<sup>2</sup>**

Received: 18 April 2020 / Accepted: 22 December 2020

© The Author(s), under exclusive licence to Springer-Verlag GmbH, DE part of Springer Nature 2021

---

Responsible Editor: Philippe Garrigues

---

\*Damien. A.Devault

[damien.devault@univ-mayotte.fr](mailto:damien.devault@univ-mayotte.fr)

<sup>1</sup> Département des Sciences et Technologies, Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte, RN3, BP53, 97660 Dembeni, Mayotte, France

<sup>2</sup> UMR BOREA, BP 7209, 97275 Schœlcher, Martinique, France

<sup>3</sup> UMR 7301 MIGRINTER, Université de Poitiers, Bat. A5 – TSA 21103, 5 Rue Théodore Lefebvre, 86073 Poitiers Cedex 9, France

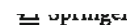
<sup>4</sup> DEAL Martinique, Route de la Pointe de Jaham, BP7212, 97274 Schœlcher, Martinique, France

<sup>5</sup> UMR 6539 LEMAR, Institut Universitaire Européen de la Mer, Université de Bretagne Occidentale Technopôle Brest-Iroise, rue Dumont d'Urville, 29280 Plouzané, France

<sup>6</sup> CEVA, Presqu'île de Pen Lan, 22610 Pleubian, France

<sup>7</sup> UMR 5805 EPOC, Université de Bordeaux, Allée Geoffroy Saint-Hilaire, CS 50023, 33615 Pessac Cedex, France

Published online: 12 January 2021



Sargassum is a genus of brown macroalgae (Phaeophyceae, Fucales) spread worldwide in tropical, subtropical, and temperate environments. All Sargassum species are benthic except for two pelagic ones: *Sargassum natans* and *S. fluitans*, previously confined to the Gulf of Mexico and Sargasso Sea and now drifting on the surface of the tropical Atlantic Ocean where they accrete together into windrows of floating thalli, ranging in size from large patches to rafts of several hundred metres in length (Ody et al. 2019). Climate events (hurricanes, rises in seawater temperature) and sea current events (anomalies in surface currents) could spread them onshore, but those algae have never been reported significantly elsewhere. However, since 2011, large beaching events have been occurring on the shores of West Africa (Sankare et al. 2016) and the Greater Caribbean (Langin 2018). Initially episodic, such beachings are tending to become increasingly frequent and massive, due to an unexpected location of growth in front of the Amazonian Mouth (Johns et al. 2020). The hypotheses proposed to explain this are a link with some cause within the raft (Lapointe et al. 2014), the deforestation of inner Amazonia, and/or African coastal mangroves or the expansion of the Sahara (Sissini et al. 2017; Oviatt et al. 2019; Wang et al. 2019). The large volumes involved show a trend of yearly increase and can be expressed in millions of tons of algae that have drifted to shores, leading to severe impacts on the environment and human health: Sargassum pile up on the shore, then decay, producing foul and corrosive hydrogen sulphide, and depleting oxygen in water; colloidal bleed is also observed (Perry et al. 2018). Such events have overwhelmed public authorities and endangered economic activities, mainly in the tourism sector and port industries and infrastructures. Sargassum is also described as a “health issue” by France’s regional health agencies, because it now represents a real threat to human health. Several French doctors have already sent out alerts on this problem through a publication (Resiere et al. 2018). They confirm that there is a pressing need to discuss this matter at an international level with a view to boosting marine research, pooling resources, and consolidating local political priorities. Between January and August 2018, health professionals reported 3341 cases in Guadeloupe (West Indies) and 8061 cases in Martinique (West Indies), of which three patients were admitted to intensive care. Otherwise, beaching consequences are currently under intensive study as macroscopic pollution. However, Sargassum beachings pose another more insidious threat. Until now, arsenic concentration in geochemical backgrounds of the Caribbean islands has generally been low, but Michel (1985), Muse et al. (1989), Neff (2002), Pell et al. (2013), and Devault et al. (2019) have highlighted that the Sargassum content of arsenic gives cause for concern: arsenic (As) is a notorious toxic metalloid. Naturally present in soils and water, arsenic is commonly found in sulphide-bearing mineral deposits mainly associated with gold, antimony, silver, lead, copper, tin, zinc, and iron minerals. Amongst the three other valency states of As (As-3, As-III, and As-V), As-3 is found only at extremely low redox values, i.e. in highly-reducing environments (Moore and Ramamoorthy 1984).

Arsenite As-III is dominant in reducing environments, and arsenate As-V prevails in oxidising conditions: As-III and As-V are observed in marine conditions, with As-V being more commonly reported because the oxidising environment is more common than the reducing one (Sadiq 1990; Anderson and Bruland 1991a, b; Francesconi and Edmonds 1998; etc.). Above all, arsenic is a Va group element and is related to other Va group elements (e.g. antimony and phosphorus): its behaviour in the environment is close to that of phosphorus (Neff 2002), leading As to compete with phosphorus for adsorption sites (Neff 1997). Arsenate can be assimilated by algae in the As-V oxidation state through phosphate transporters, as described by Bouain et al. (2014), owing to its physicochemical similarities with P ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  - versus  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ) (Taylor and Jackson 2016), leading to a subsequent decrease of phosphorus in the tissues of algae receiving rising concentrations of As(V). Arsenate is predominant in organic aqueous and aerobic environments and is strongly adsorbed on to the surface of several aquatic organisms and oxidised minerals of Fe, Mn, and Al (Al Mamun et al. 2018 and 2019), including inner iron plaques in Sargassum. But mobilisation via reduction processes can occur in the water column or sediments. Previous studies have highlighted that the average concentrations recorded for floating Sargassum thalli range from 80 to 140 mg/kg of the dry weight (dw) of the alga (Michel 1985; Devault et al. 2019): no explanation has yet been found for such variations. Given the mean concentration in arsenic, assessing the total amount of stranded Sargassum on a given territory requires considerable resources that have not yet been utilised for a whole episode. However, a one-shot complete assessment performed on September 27, 2014, in Martinique (West Indies) during an airborne survey concluded that there was a total amount of 34,000 m<sup>3</sup> of fresh floating Sargassum contiguous to the shoreline. Considering an average of 250 kg/m<sup>3</sup>, 31% dry weight rate, and an arsenic concentration of 80 mg/kg (dw), the total influx of arsenic was about 210 kg in only a few days. Despite variations in time and intensity, the Martinique shoreline has experienced a total of 37 months of heavy stranding episodes since 2011. In theory, this has led to several tons of arsenic spread along the exposed coastline of the island due to Sargassum beaching. Occurring year after year, is it possible for this influx to contaminate biota? In other words, is this arsenic

bioavailable?

When Sargassum thalli are massively accreted in shallows or on floating dams in stress conditions (which have to be defined more precisely), they transudate—a phenomenon that is visible to the naked eye. Such transudation has scarcely been studied (de Carvalho et al. 1994; Figuiera et al. 2000; Davis et al. 2004; Veit et al. 2014; and more recently, Perry et al. 2018), but has been identified as colloidal leaks. The phenomenon has never been evaluated quantitatively, and indirect data show a range from 1.6 to 49% of dried biomass (Veit et al. 2014 and Figuiera et al. 2000, respectively) depending on the species studied and how the biomass is handled. Ender et al. (2019) propose that the bulk of the arsenic is adsorbed on the cell walls due to the polysaccharides that structure the cell wall of brown algae, therefore due to the alginate content. If oceanic streams do not drift the raft westward into the Caribbean Sea, stressed Sargassum sink and their decaying close to the sediment produces a mud close in density to fluid mud (as defined by Thouvenin et al. 1994; Abril et al. 2003, 2004); the fate of arsenic content in fluid mud is unknown, including its speciation in the more toxic As-III, but arsenic input may be expected to be mostly bioavailable.

Moreover, the Caribbean population traditionally eats bivalves, which are known for filtering high volumes of seawater and for bioaccumulating micropollutants. The average fish and other seafood consumption is apparently well below the world average (8.96 versus 18.98 kg/capita/year) (Faostat 2013), probably also because shellfish and especially bivalves are not a traditional element in the diet of Caribbean peoples (Josupeit 2011). However, bivalves are widely targeted by the subsistence coastal fisheries in the Caribbean. Local artisanal fisheries play a significant role in the livelihoods and food security of more than two million people (de Oliveira Leis et al. 2019). Many healthcare professionals are seeing an increase in consultations with local populations due to the effects of chronic exposure to hydrogen sulphide (Resiere et al. 2018). However, the health consequences of long-term exposure to arsenic from bivalves remain poorly documented and

impede hospitals from understanding this reality. This value can reach more than 5 mg/kg (dw) (Sloth et al. 2005), but as Francesconi (2010) and Zmozinski et al. (2015) have demonstrated, trimethylated arsenobetaine dominates quantitatively in the multiple arsenic species in seafood due to arsenic speciation. Amongst the tri- and tetramethyl As forms, including arsenobetaine, arsenic toxicity varies according to the degree of methylation: in decreasing order, MMA(III) and DMA(III) > arsenous acid (As(III)) > As acid or arsenate (As(V)) >> monomethylarsonic acid (MMA(V)) ≈ dimethylarsinic acid (DMA(V)) > trimethylated species (arsenobetaine (AsB), etc.) (Geng et al. 2009).

Arsenobetaine is known to be slightly toxic ( $LD_{50} \approx 10$  g/kg), but the other forms have acute  $LD_{50}$  of 5–100 mg/kg<sub>body</sub>: with chronic tolerance daily intake (TDI) for inorganic arsenic of 0.45  $\mu\text{g}_{\text{inorganic As}}/\text{kg}_{\text{body}}/\text{day}$ , 27  $\mu\text{g}/\text{day}$  is a sanitary threshold following the international standard for an adult (60 kg). TDI for organic species is not known, partly because data for MMA(III) and DMA(III) are scarce, and partly because the other organic species of As-V are slightly toxic. During beaching events, bioavailable arsenic accumulation is not studied, nor the conversion of the seaweed arsenosugars, and the time needed to turn input of inorganic arsenic into arsenobetaine needs to be determined, at least to estimate the duration between the Sargassum beaching and re-entry to the harvesting site.

The challenge is compounded by the lack of knowledge about arsenic speciation and bioavailability and about coastal streams inducing dilution and drift. However, year after year, arsenic contamination will be maintained by the increasing beached volumes. Such a concern has to be solved at an international scale due to the extent of the problem, but collaboration at the scale of beaching events, i.e. along West Africa, the USA, and the Caribbean basin, is in its infancy. At the local scale, arsenic concern is ignored by most stakeholders and the governance is not aware of it, except for the French West Indies; yet even for the FWI, there is room for improvement and scientific means must be mobilised. In particular, caution must be exercised with regard to the use of stranded Sargassum biomass by local populations.

- Abril G, Etcheber H, Delille B, Frankignoulle M, Borges AV (2003) Carbonate dissolution in the turbid and eutrophic Loire estuary. *Mar Ecol Prog Ser* 259:129–138
- Abril G, Commarieu M-V, Maro D, Fontugne M, Guérin F, Etcheber H (2004) A massive dissolved inorganic carbon release at spring tide in a highly turbid estuary. *Geophys Res Lett* 31(9):1–4
- Al Mamun MA, Omori Y, Papry RI, Kosugi C, Miki O, Rahman IMM, Mashio AS, Maki T, Hasegawa H (2018) Bioaccumulation and biotransformation of arsenic by the brown macroalga *Sargassum patens* C. Agardh in seawater: effects of phosphate and iron ions. *J Appl Phycol* 31(4):2669–2626
- Anderson LCD, Bruland KW (1991a) Biogeochemistry of arsenic in natural waters: the importance of methylated species. *Environ Sci Technol* 25(3): 420–427. 85
- Anderson LCD, Bruland KW (1991b) Biogeochemistry of arsenic in natural waters: the importance of methylated species. *Environ Sci Technol* 25(3):420–427
- Bouain N., Shahzad, Z. Rouached, A. Abbas Khan G., Berthomieu P., Abdelly C., Poirier Y., Rouached Y. (2014) Phosphate and zinc transport and signalling in plants: toward a better understanding of their homeostasis interaction. *Journal of Experimental Botany*, 65(20):5725–5741. <https://doi.org/10.1093/jxb/eru314>
- Davis TA, Ramirez M, Mucci A, Larsen B (2004) Extraction, isolation and cadmium binding of alginate from *Sargassum* spp. *J Appl Phycol* 16:275–284
- de Carvalho RP, Chong K-H, Volesky B (1994) Effects of leached alginate on metal biosorption. *Biotechnol Lett* 16(8):875–880
- de Oliveira Leis M, Barragán-Paladines MJ, Saldaña A, Bishop D, Hong J, Kereñi J, Agapito M, Chuenpagdee R (eds) (2019) Overview of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean: challenges and prospects. In: *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and the Caribbean*. MARE Publication Series, vol 19. Springer, Cham
- Devault DA, Massat F, Dupuy L, Lambourdière J, Ménez F, Maridakis C, Hervé V, Péné-Annette A, Trouillefou M, Dolique F, Lopez P-J (2019) Sargassum contamination by chlorocone: the other challenge of Sargassum beachings in the West Indies. 39<sup>th</sup> colloquium of French research Group about Pesticides, Montpellier, 21 to 24 May 2019
- Ender E, Subirana MA, Raab A, Krupp EM, Schaumlöffel D, J Feldmann (2019) Why is NanoSIMS elemental imaging of arsenic in seaweed (*Laminaria digitata*) important for understanding of arsenic biochemistry in addition to speciation information? *J. Anal. At. Spectrom.* 1–8 In press

- FAOSTAT (2013) Fishery statistical collections: consumption of fish and fishery products database accessed on 26 /03/2020
- Figuiera MM, Volesky B, Ciminelli VST, Roddick FA (2000) Biosorption of metals in brown seaweed biomass. *Wat Res* 34(1): 196–204
- Francesconi KA (2010) Arsenic species in seafood: origin and human health implications. *Pure Appl Chem* 82(2):373–381
- Francesconi KA, Edmonds JS (1998) Arsenic species in marine samples. *Croat Chem Acta* 71(2):343–359
- Geng W, Komine R, Ohta T, Nakajima T, Takanashi H, Ohki A (2009) Arsenic speciation in marine product samples: comparison of extraction–HPLC method and digestion–cryogenic trap method. *Talanta* 79:369–375
- Johns EM, Lumpkin R, Putman NF, Smith RH, Muller-Karger FE, Rueda-Roa DT, Hu C, Wang M, Brooks MT, Gramer LJ, Werner FE (2020) The establishment of a pelagic Sargassum population in the tropical Atlantic: biological consequences of a basin-scale long distance dispersal event. *Prog Oceanogr* 182:102269
- Josuweit, H. 2011. Consumption patterns for fish and seafood in the Caribbean with special emphasis on bivalves and univalves. In A. Lovatelli and S. Sarkis (eds). *A regional shellfish hatchery for the Wider Caribbean: assessing its feasibility and sustainability*.
- FAO Regional Technical Workshop. 18–21 October 2010, Kingston, Jamaica. *FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings*. No. 19. Rome, FAO. 2011. pp. 199–246
- Langin K (2018) Seaweed masses assault Caribbean islands. *Science* 360(6394):1157–1158
- Lapointe BE, West LE, Sutton TT, Hu C (2014) Ryther revisited: nutrient excretions by fishes enhance productivity of pelagic Sargassum in the western North Atlantic Ocean. *J Exper Mar Biol Ecol* 458:46–56
- Michel P (1985) Arsenic in marine environment: bibliographic summary. *Reu. Trau. Inst. Pêches Marit.* 49 (3 and 4): 175–185. In French
- Moore JW, Ramamoorthy S (1984) Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment. *Applied Monitoring and Impact Assessment*, Spinger-Verlag, New York Inc. 1-247pp. ISBN 978-1-4612-5210-8
- Muse JO, Tudino MB, d'Huicque L, Troccoli OE, Carducci CN (1989) Atomic absorption spectrometric determination of inorganic and organic arsenic in some marine benthic algae of the southern Atlantic coasts. *Environ Poll* 58:303–312
- Neff JM (1997) Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. *Environ Toxicol Chem* 16(5):917–927
- Neff JM (2002) Arsenic in the ocean. In: *Bioaccumulation in Marine Organisms*. 468pp. 57-78 Elsevier Ltd ISBN 978-0-08-043716-3
- Ody A, Thibaut T, Berline L, Changeux T, Andre' J-M, Chevalier C et al (2019) From in situ to satellite observations of pelagic Sargassum distribution and aggregation in the Tropical North Atlantic Ocean. *PLoS One* 14(9):e0222584
- Oviatt CA, Huizenga K, Rogers CS, Miller WJ (2019) What nutrient sources support anomalous growth and the recent Sargassum mass stranding on Caribbean beaches? A review. *Mar Pollut Bull* 145: 517–525
- Pell A, Kokkinis G, Malea P, Pergantis SA, Rubio R, López-Sánchez JF (2013) LC–ICP–MS analysis of arsenic compounds in dominant seaweeds from the Thermaikos Gulf (Northern Aegean Sea, Greece). *Chemosphere* 93:2187–2194
- Perry RA, Vaudrey JMP, Dierssen HM (2018) Long range transport and carbon and nitrogen dynamics of floating seagrass wracks in Greater Florida Bay. *Est Coast Shelf Sci* 209:7–17
- Resiere D, Valentino R, Nevière R, Banydeen R, Gueye P, Florentin J, Cabié A, Lebrun T, Mégarbane B, Guerrier G, Mehdaoui H (2018) Sargassum seaweed on Caribbean islands: an international public health concern. *Lancet* 392:2691
- Sadiq M (1990) Arsenic chemistry in marine environments: a comparison between theoretical and field observations. *Mar Chem* 31(1–3):285–297
- Sankare Y, Komoe K, Aka K-S, Fofie N'B-Y, Bamba A (2016) Répartition et abondance des sargasses Sargassum natans et Sargassum fluitans (Sargassaceae, Fucales) dans les eaux marines ivoiriennes (Afrique de l'Ouest). *Intern J Biolog Chem Sci* 10(4): 1853–1864 In French
- Sissini MN, de Barros Barreto MBB, Szechy MTM, de Lucena MB, Oliveira MC, Gower J, Liu G, de Oliveira BE, Milstein D, Gusmao F, Martinelli-Filho JE, Alves-Lima C, Colepicolo P, Ameka G, de Graft-Johnson K, Gouvea L, Torrano-Silva B, Nauer F, Marcos de Castro Nunes J, Barufi JB (2017) The floating Sargassum (Phaeophyceae) of the South Atlantic Ocean—likely scenarios. *Phycologia* 56(3):321–328
- Sloth JJ, Larsen EH, Julshamn K (2005) Survey of inorganic arsenic in marine animals and marine certified reference materials by anion exchange high-performance liquid chromatography–inductively coupled plasma mass spectrometry. *J Agric Food Chem* 53(15): 6011–6018



- Taylor VF, Jackson BP (2016) Concentrations and speciation of arsenic in New England seaweed species harvested for food and agriculture. *Chemosphere* 163:6–13
- Thouvenin B, Le Hir P, Roman LA (1994) Dissolved oxygen model in the Loire estuary, in *Changes in fluxes in estuaries: implications from science to management*, edited by KR Dyer and RJ Orth, pp. 169–178, Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark
- Veit MT, da Cunha GG, Fagundes-Klen MR, da Silva EA, Granhen Tavares CR, Ferandin Honorio J (2014) Organic leaching and metal removal with *Sargassum filipendula*. *Acta Scientiarum Technol* 36(3):429–435
- Wang M, Hu C, Barnes BB, Mitchum G, Lapointe B, Montoya JP (2019) The great Atlantic Sargassum belt. *Sci* 365(6448):83–87
- Zmozinski AV, Llorente-Mirandes T, López-Sánchez JF, da Silva MM (2015) Establishment of a method for determination of arsenic species in seafood by LC-ICP-MS. *Food Chem* 173:1073–1082

**Publisher's note** Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

## Résumé du chap III

Les bivalves consommés contribuent aux transferts des contaminants chez leurs prédateurs (Fisher et Reinfelder, 1995; Kahle et Zauke, 2003). Or les bivalves, qui sont des filtreurs, peuvent concentrer aussi des métaux toxiques et en particulier de l'arsenic.

Il a été établi que les animaux marins convertissaient l'Asi obtenu par voie trophique en AsB grâce à une succession de réduction et de biométhylation au cours desquels MMA et DMA étaient produits (Bajger *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2013; Jia *et al.*, 2018). Les arsénoribosides issus des macroalgues sont ingérés par les animaux et sont convertis en arsénocholine puis en arsénobétaïne (Maher *et al.*, 2012). Les animaux tendent à accumuler de l'arsénobétaïne, les autres formes d'arsenic sont excrétées, dégradées ou métabolisées.

L'arsenic contenu dans le bol alimentaire des bivalves peut provenir de microalgues benthiques et phytoplanctoniques, des matières en suspension issus de débris de macroalgues, de détritus de faune et des particules minérales d'origine sédimentaire (Maher *et al.*, 2018). A partir de ces diverses sources d'arsenic, les bivalves bioaccumulent de l'arsenic et fabriquent en majorité de l'arsenic peu toxique, l'arsénobétaïne (fig.III-27).

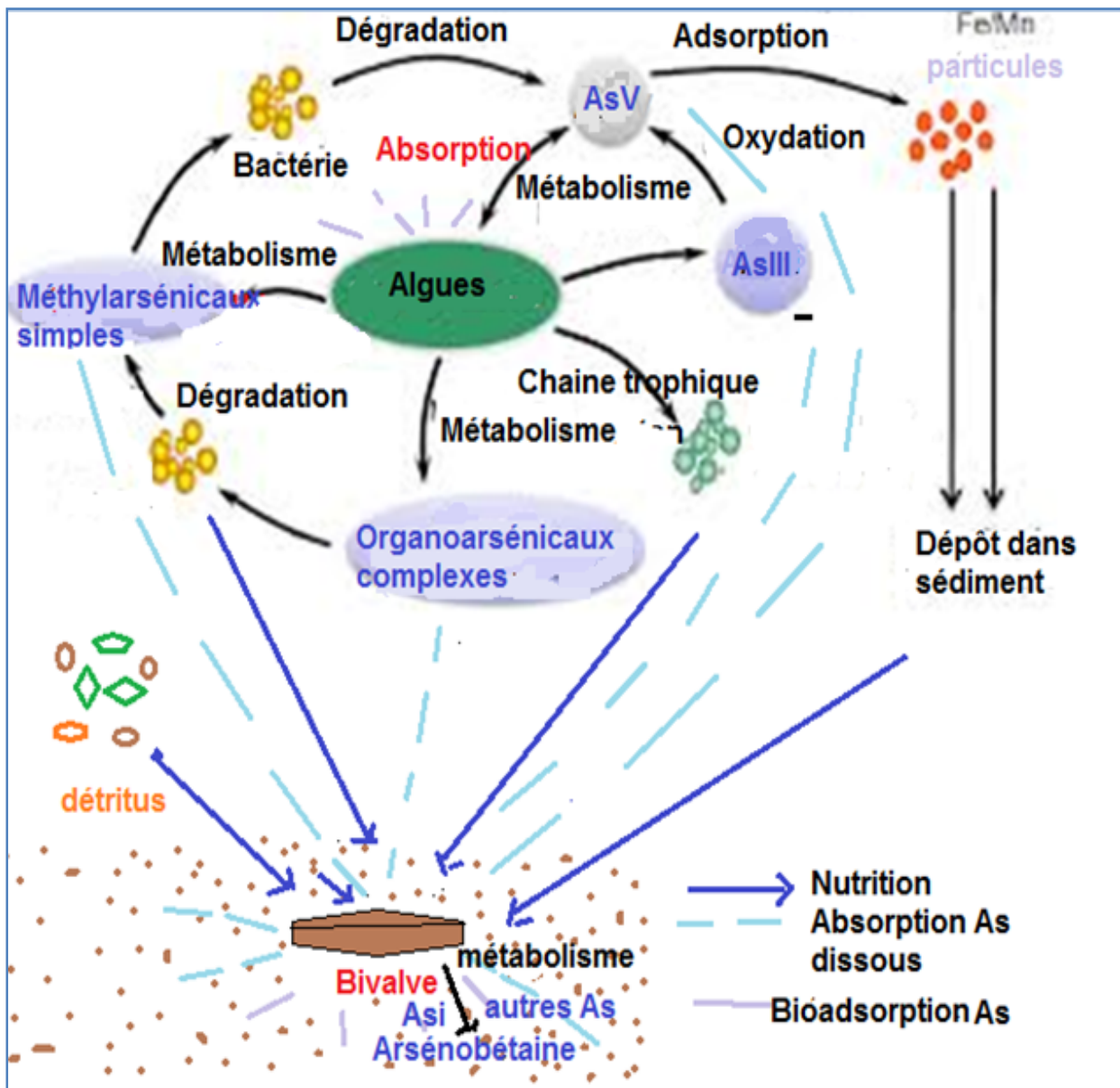


Figure III- 27 : Processus de contamination des bivalves par l'As (D'après Rahman et Hassler, 2014, modifié)

Cependant, en présence de fortes quantités d'arsenic inorganique introduites dans leur milieu de vie par les arrivages d'algues sargasses, une augmentation des taux d'arsenic total et d'arsenic inorganique peut se produire dans la chair du bivalve et constituer un risque important pour l'espèce et pour les consommateurs. C'est l'objet de l'exposé suivant:

## Chapitre-IV

# Consommation de bivalves et risques de contamination par les métaux: Le cas de l'arsenic

---



Photo : Palourde de mangrove (*L.pectinata*) noirci par les rejets d'hydrocarbures

## Introduction

Pour évaluer la consommation de bivalves marins dans le monde, l'état de la production de ces bivalves a été revu dans le chapitre I. Les bivalves consommés sont produits principalement (à 89 %) par l'aquaculture et la grande majorité des bivalves capturés (à 99,5%) dans le milieu marin, le sont pour couvrir directement les besoins alimentaires humains.

Nous avons vu que les populations de bivalves récoltés à la Martinique pouvaient être menacées par les récents échouages de sargasses pélagiques (Chap II) dans les milieux côtiers et que des échantillons étaient contaminés par des éléments métalliques notamment par l'arsenic, un métalloïde très toxique (Chap III).

Sachant que les bivalves, bioaccumulateurs efficaces de métaux, vivent pour la plupart dans les zones littorales où ils sont souvent très exposés aux pressions anthropiques, l'exposition des populations aux polluants métalliques via la consommation des produits marins est une préoccupation mondiale (Li et Guo, 2011 ; Leung *et al.*, 2014).

Dans plusieurs régions du Monde, la consommation de poissons et d'invertébrés marins constituent ensemble la source la plus importante (environ 90 %) de la contamination humaine par ingestion d'arsenic (US EPA, 1993; Devesa *et al.*, 2001).

Le risque sanitaire dépend en particulier des quantités de bivalves contaminés consommés. L'occurrence de la contamination humaine par ce biais est d'autant plus cruciale que ces mollusques constituent un apport alimentaire important pour certaines populations humaines, tout en contribuant à leur sécurité alimentaire.

La notion de sécurité alimentaire (voir FAO, 1996) suppose, entre autres, que la nourriture soit: disponible, présente en quantité suffisante, saine et suffisamment nutritive pour couvrir les besoins alimentaires des populations.

L'objet de cette étude est d'évaluer les risques sanitaires auxquels s'exposent les consommateurs de bivalves dont la chair est riche en éléments métalliques.

Dans ce contexte, des investigations sur les habitudes de consommation des bivalves, puis l'évaluation des risques d'exposition à des métaux et aux formes les plus toxiques de l'arsenic, ont été menées.

L'exposition aux éléments métalliques par le biais des bivalves dépend de la fréquence de leur consommation et des quantités absorbées.

## **1. Matériels et méthodes**

### **1.1. La population martiniquaise et sa consommation de produits de la mer**

La population martiniquaise est constituée d'environ 46 % d'hommes et de 54 % de femmes, et plus de 40 % de ces individus ont plus de 50 ans, les retraités étant majoritaires. En Martinique, selon l'étude de Coat (2003), la consommation de poissons est plus importante que celle des autres animaux riches en protéines. Par rapport à la France hexagonale, la consommation de produits de la mer était alors deux fois plus importante avec une prédominance de poissons frais et salés (DRAMM, 2001).

La consommation de mollusques (non identifiés) et de crustacés n'avait été indiquée que 2 fois par mois au maximum (Coat (2002)).

Afin d'obtenir des informations supplémentaires, une enquête a été menée afin d'évaluer la consommation de produits de la mer dans les familles. Pour ce faire, 141 jeunes de 15 à 18 ans, domiciliés dans plusieurs communes différentes de l'île, ont été sondés en 2020. Parmi ces jeunes sondés, 89 % avaient déjà consommé des fruits de mer locaux. La consommation de bivalves locaux a été signalé par 35 % des jeunes et dans 17 % des cas, il s'agissait des palourdes, des soudons et du kankanfian.

Des quantités comprises entre 100 à 200 g étaient prises par 90 % des jeunes mais 5 % d'entre eux en consommaient davantage.

Pour la période 2018-2020, la consommation de produits de la mer par les jeunes sondés et les portions prises sont présentées dans les graphiques (fig.IV-1 et fig.IV-2).

D'après ces résultats, les bivalves ne constituent que 13 % des produits consommés et pêchés en Martinique (en ne tenant pas compte de la consommation des oursins, pour lesquels l'approvisionnement mensuel est devenu très rare).

Les crustacés et le lambi sont les fruits de mer locaux les plus consommés. Les moules importées n'étant consommées 1 à 2 fois par mois. Les poissons d'origines diverses (frais, surgelés ou salés) sont consommés dans 32 % des cas 1 fois par semaine mais 20 % des sondés en consommaient au moins trois fois par semaine (fig.IV-3).

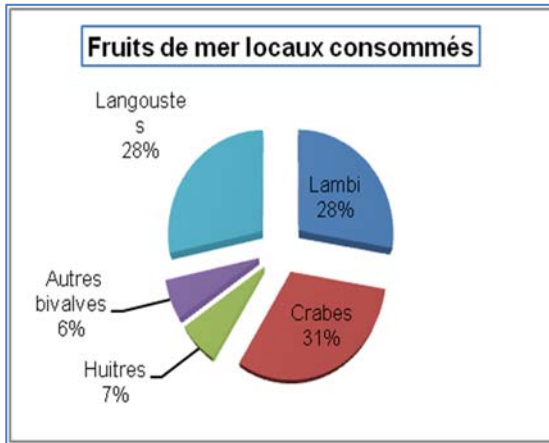


Figure IV- 1: Pourcentage de consommations de produits marins entre 2018 et 2020.

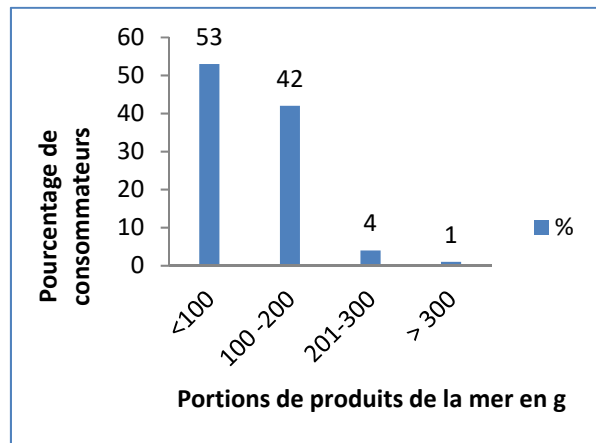


Figure IV- 2 : Pourcentage de consommateurs selon les portions

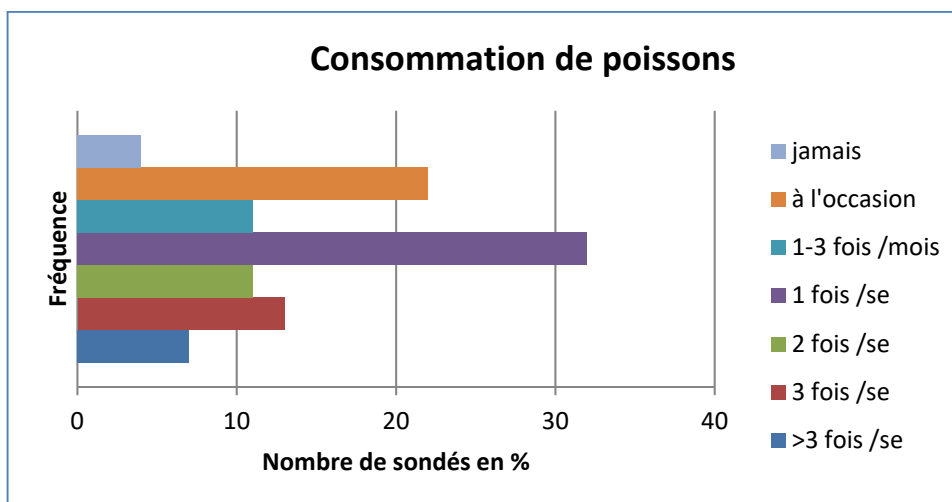
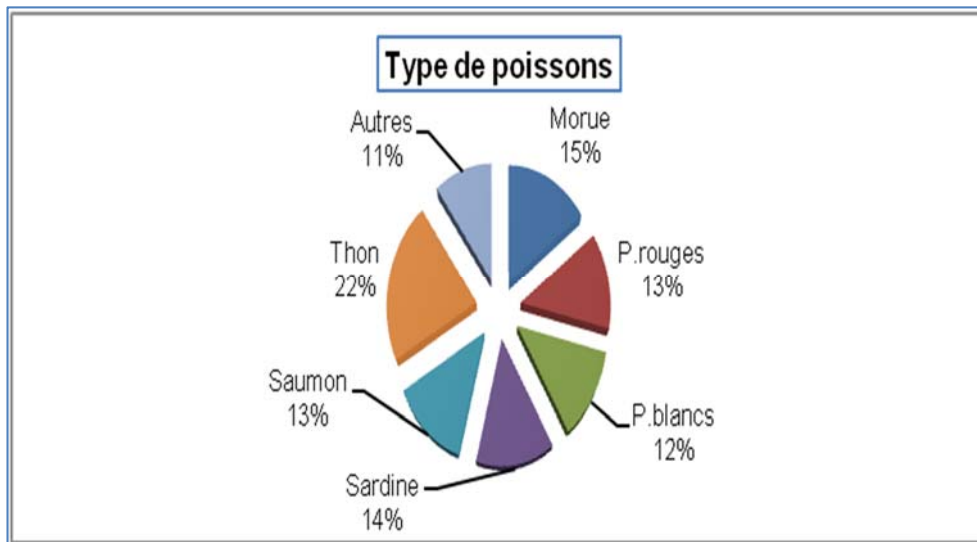


Figure IV- 3 : Distribution de la fréquence de consommation de poissons



**Figure IV- 4 : Pourcentage de consommation selon les catégories de poissons**

Avec 22 % de consommation (figIV-4), le thon est le poisson le plus consommé par ces jeunes, loin devant la morue (15 %). La fréquence de consommation des autres poissons étant équivalente et autour de 12-14 %. Pour obtenir davantage d'informations sur les habitudes de consommation des bivalves et les populations susceptibles d'être les plus exposées, des enquêtes ont été réalisées au sein de la population martiniquaise.



## 1.2. La collecte et le traitement des données de consommation

Pour l'évaluation des risques, les données de consommation ont été obtenues par enquête auprès des consommateurs (n=178), dont des pêcheurs (n=57) lors d'une étude plus large sur la pêche et la consommation des bivalves en 2 temps: avant et pendant les échouements de sargasses pour les pêcheurs, et entre juillet et septembre 2019 pour les autres. Pour chaque enquête, il a été relevé, si possible, les données concernant les espèces de bivalves consommées, le mode et de la fréquence de consommation ainsi que les prises individuelles par repas.

## 1.3. Pour l'évaluation de l'exposition générale aux métaux lourds

L'estimation de l'exposition aux métaux dans les bivalves a été faite selon les recommandations de la FAO (1997). Ces dernières consistent à relier les données de consommation des aliments avec celles de leur contamination puis de les comparer avec les doses admissibles (RfD). Pour cela, les apports en métaux lourds résultant de la consommation d'un repas de bivalves ont été estimés sur la base des concentrations de métaux dans leurs chairs et des quantités de chair ingérées (Li et Gao, 2014).

Pour une consommation journalière, la dose journalière en éléments métalliques est calculée pour chaque métal selon la formule suivante<sup>(1)</sup> :

$$^{(1)} DJE = \frac{AJE}{pc} = Cm \times qté/pc$$

Soit l'apport journalier estimé (AJE) par kg de poids corporel ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ ) = [Cm: concentrations en éléments ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) x qté: portion de bivalve consommé en g divisé par le poids corporel du consommateur en kg (des individus de 65 kg et 80 kg).

Pour le calcul de Cm, la moyenne des concentrations rapportées pour chaque espèce de bivalve a été utilisée pour estimer l'exposition à chacun des métaux. Puis un quotient de danger ou de risque par voie orale (QDo) est calculé grâce à la formule suivante <sup>(2)</sup>, conformément à la méthodologie préconisée dans le guide US EPA (1996, 2004) et INERIS (2016):

$$QDo = DJE/VTRo^{(2)}$$

Par ce quotient de danger, la dose de métal ingérée par jour (AJE) est comparée avec une VTRo établie (dose de référence pour voie orale), par exemple: la RfDo c'est-à-dire la dose de référence par voie orale de l'U.S. Environmental Protection Agency (US EPA, 1989). Le quotient de danger ou de risque (US EPA, 1996) peut permettre d'évaluer le risque non-carcinogène lié à la consommation des bivalves contaminés.

Il n'est qu'une indication du niveau de risque encouru par l'exposition aux métaux lors de la consommation d'aliments contaminés (US EPA, 2013).

Pour évaluer les risques pour la santé humaine lors de l'ingestion par voie orale, de plusieurs métaux, certains auteurs (Jian *et al.*, 2013; Filippini *et al.*, 2019) calculent un indice de danger total (QDT) en faisant la somme du quotient de danger (QDo) pour chacun des métaux identifiés. Le quotient de danger total (QDT) permet d'estimer le risque lié à la prise orale de l'ensemble des métaux analysés. Pour chacune des espèces de bivalves, il est calculé selon l'équation suivante <sup>(3)</sup> d'après Guerra *et al.* (2010; Filippini *et al.*, 2019):

- 
- **QDT=  $[\sum\text{AJE}/\sum\text{Dose de référence}]^{(3)}$**
-

Pour un quotient  $<1$ , aucun risque n'est encouru. Par contre, plus le QDo ou le QDT est  $>1$ , plus le risque s'avère élevé (Chary *et al.*, 2008).

## **1.4. Le calcul de l'exposition à l'arsenic**

### **1.4.1. L'évaluation des doses d'arsenic ingérées**

Dans le cas de l'arsenic, avec les données de contamination et de consommation obtenues, l'apport en différentes formes d'arsenic par repas (AJE = l'apport journalier d'exposition) sera calculé en multipliant leur concentration dans chaque espèce de bivalve par le poids de bivalve consommée par jour (Han *et al.*, 1998; Lieu *et al.*, 2005). Les DJE ont été calculées pour chacune des portions-types en utilisant les valeurs moyennes géométriques supérieures d'arsenic (Han *et al.*, 1998) et pour un individu standard de 60kg.

Puis, pour certains cas d'exposition, des quotients de danger par voie orale (QDo) pour l'arsenic total et pour les espèces les plus toxiques ont été calculé selon la formule (2) citée précédemment (Han *et al.*, 1998; Lieu *et al.*, 2005).

## 1.4.2. Le choix des valeurs toxicologiques de référence orales (VTRo)

Le niveau de risque sanitaire chronique (non-cancérogène) lié à l'ingestion de l'arsenic est défini dans ce cas par la comparaison de la dose d'exposition (**DJE**) avec les VTRo (Han *et al.*, 1998) de l'arsenic total et de l'arsenic inorganique sélectionnées (tabl.IV- 1).

Tableau IV- 1 : Valeurs toxicologiques de références utilisées pour l'Asi et Ast

Espèces d'arsenic	VTRo	Références
<b>Asi</b>	MRL=RfD =TDI=0,3 µg.kg <sup>-1</sup> pc .j <sup>-1</sup>	(ASTDR, 2007;US EPA 1991;1993; Health Canada, 2008)
<b>Ast</b>	TDI=0,45 µg.kg <sup>-1</sup> pc .j <sup>-1</sup>	(FoBiG, 2009)

Pour l'évaluation de la toxicité des différentes espèces d'arsenic pour lesquelles il n'existe pas de dose de référence, des valeurs toxicologiques ont été élaborées à partir de l'équation de base expliquée au chap III:

$$\text{VTR} = \text{Dose critique} / [\text{UF} \times \text{MF}]$$

Les doses critiques choisies étant des NOEL ou à défaut d'autres valeurs toxicologiques disponibles établies (LOEL). Ces points de départ choisis correspondent aux valeurs les plus basses trouvées dans la littérature (tests les plus sensibles).

### 1.4.3.Évaluation de l'exposition des consommateurs

Si les bivalves ne sont pas consommés tous les jours, l'exposition aux métaux présents dans les aliments est la dose par repas x Nj: nombre de jours de consommation pendant P: la période considérée (par exemple: une semaine, une année,...) et est exprimée en  $\mu\text{g kg}^{-1}$ par jour. Par exemple , pour une consommation hebdomadaire, elle sera comparée à la valeur de référence (ou proposée) sur sept jours par la formule suivante (4)

$$QDo = \frac{DJE \times Nj}{\text{Valeur de référence} \times P} \quad (4)$$

## **2. Résultats et discussions**

### **2.1. Les habitudes de consommation des bivalves**

#### **2.1.1. Intensité de consommation des bivalves locaux**

Les résultats de l'enquête sur les habitudes de consommation des bivalves locaux sont présentés. Ils fournissent des indications sur la fréquence des repas de bivalves, les quantités consommées ainsi que les modes de préparation.

##### ***2.1.1.1. Caractéristiques des personnes interrogées***

L'échantillon de la 1<sup>ère</sup> enquête est constitué de 178 personnes entre 14 et 91 ans (fig.IV-5a) et 94 % d'entre-elles ont entre 20 et 59 ans.

Cinquante-sept sondés sont des pêcheurs de bivalves locaux (fig.IV-5b). Ces derniers ont en majorité (58 %) entre 40 à 59 ans. Dans un deuxième temps, 141 jeunes de 15-18 ans ont été interrogés lors de l'enquête sur la consommation des familles. Au total 319 personnes ont été sondées.

Parmi les personnes interrogées, les plus âgées et les pêcheurs étaient les plus nombreux à avoir déjà consommé ces bivalves.

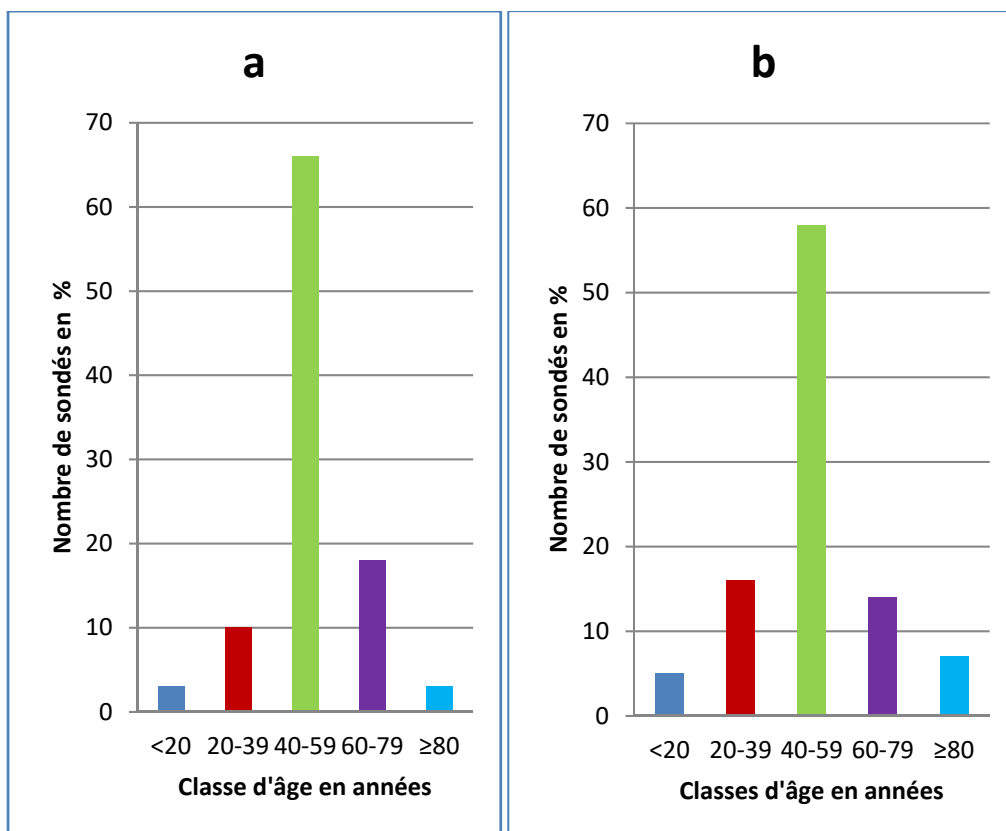


Figure IV- 5 : Distribution des classes d'âges de l'ensemble des sondés (a, n=178) et parmi les pêcheurs sondés (b, n= 57) (1<sup>er</sup> enquête).

### ***2.1.1.2. La fréquence des repas de bivalves : la réponse de la première enquête***

Pour les consommateurs non-pêcheurs, la dernière date de consommation de bivalves locaux a été reportée dans le graphique (fig.IV-6). On constate que 44 % d'entre eux ont consommé des bivalves depuis moins de 6 mois et 56 % depuis plus de 6 mois. En parallèle, 85 % de pêcheurs (n=55) avaient indiqué avoir consommé les bivalves depuis moins de 6 mois contre 15 % depuis plus de 6 mois.

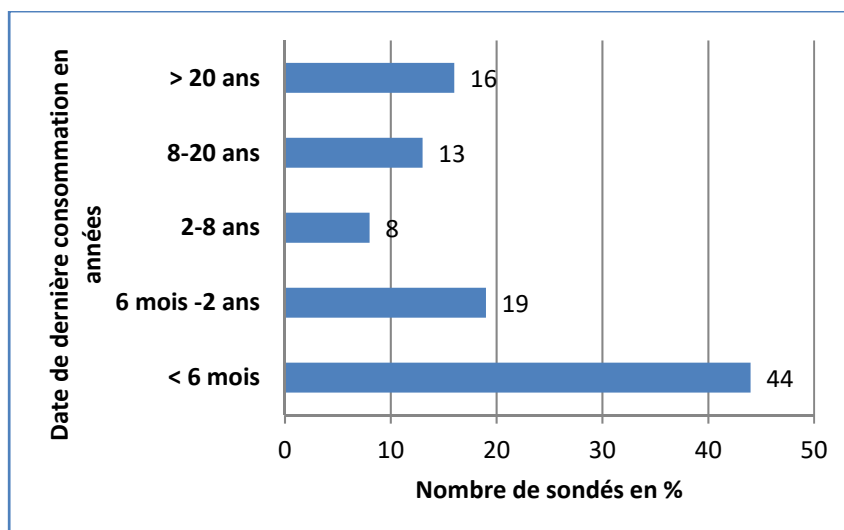


Figure IV- 6 : Date de dernière consommation des non-pêcheurs (n=63) de bivalves locaux (1<sup>er</sup> enquête)

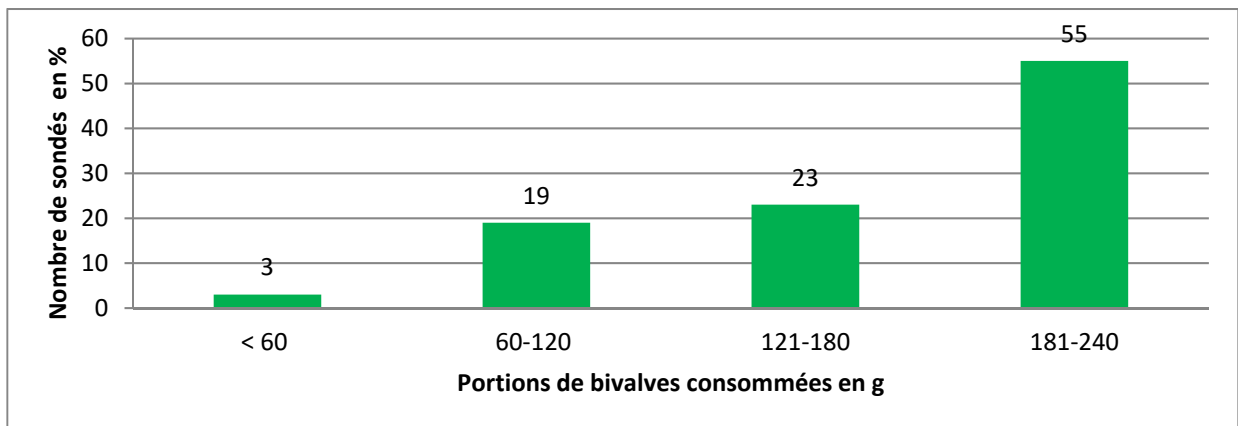
Pour chacune des espèces, les portions ont été calculées en tenant compte des données de prises de pêche, du poids d'un bivalve de taille moyenne et du nombre de bivalves consommés (voir tabl.IV-2). Dans le graphique (fig.IV-7), les portions standardisées sont indiquées en italique.

Tableau IV- 2 : Portions et fréquence des repas de bivalves chez les consommateurs (n=112).

Fréquence de consommation	1 à 4 fois/semaine		4 fois/mois à 3 fois/an		2 fois/an ou moins	
	Portions de bivalves	120-240 g				50-240 g
Type de consommateur	pêcheur	habitué	pêcheur	habitué	pêcheur	invité
% consommé	40,2 %	3,9 %	14,7 %	5,9 %	10,8 %	24,5 %
% consommé	44,1 %		20,6 %		35,3 %	



Dans le tableau IV-2, la fréquence des repas et les portions de bivalves consommées dans l'échantillon étudié sont donnés en distinguant les pêcheurs des autres consommateurs.



**Figure IV- 7 : Distribution des portions de bivalves au sein des consommateurs (n=125). (Portion médiane= 90 g ; percentile 95°= 216 g).**

Les pêcheurs sont les principaux consommateurs et constituaient environ 68 % d'entre eux. Environ 44 % des sondés, dont en majorité des pêcheurs, avaient pu consommer un repas de bivalves, 1 à 4 fois par semaine. Parmi eux, 25,5 % des pêcheurs avaient consommé les bivalves plus rarement. Au percentile 95°, une portion de 216 g était consommée.

Nous avons pu distinguer les consommateurs non pêcheurs qui prenaient environ 1 à 3 portions moyennes de 120 g - 240 g de bivalves par semaine ou plus rarement après un achat (tabl.IV-2), de ceux qui ne consommaient que 50 g à 66 g de bivalves, que lors des sorties (fêtes, invitation, restaurant). Enfin, il y a de gros consommateurs de type pêcheur ou habitué qui se nourrissent avec 2 à 4 portions de 120 - 240 g par semaine, après un achat ou une récolte (tabl.IV-2).

## 2.1.2. Les modalités de préparation des bivalves

### 2.1.2.1. Mode de cuisson

Les graphiques suivants présentent les modalités de cuisson (fig.IV-8 a et b) et montrent que quelques différences existent selon le type de bivalves.

La comparaison des figures 8a et 8b indiquent que les modes de préparation des bivalves sont à peu près similaires à quelques exceptions près. Les deux espèces sont fréquemment consommées crues mais la cuisson est le mode de consommation le plus répandu pour *P. pectinatus* (67 %) comme pour *A. deflorata* (68 %).

Les coquillages crus peuvent être citronnés ou pas. Les coquillages cuits sont préparés au four, en soupe, en omelette, en blaff, en pâté en pot, en sauce épicée. Les deux espèces sont le plus souvent consommés bouillies ou en soupe et *A. deflorata* est moins souvent cuisinée au four (12 %) que ne l'est *P. pectinatus* (28 %).

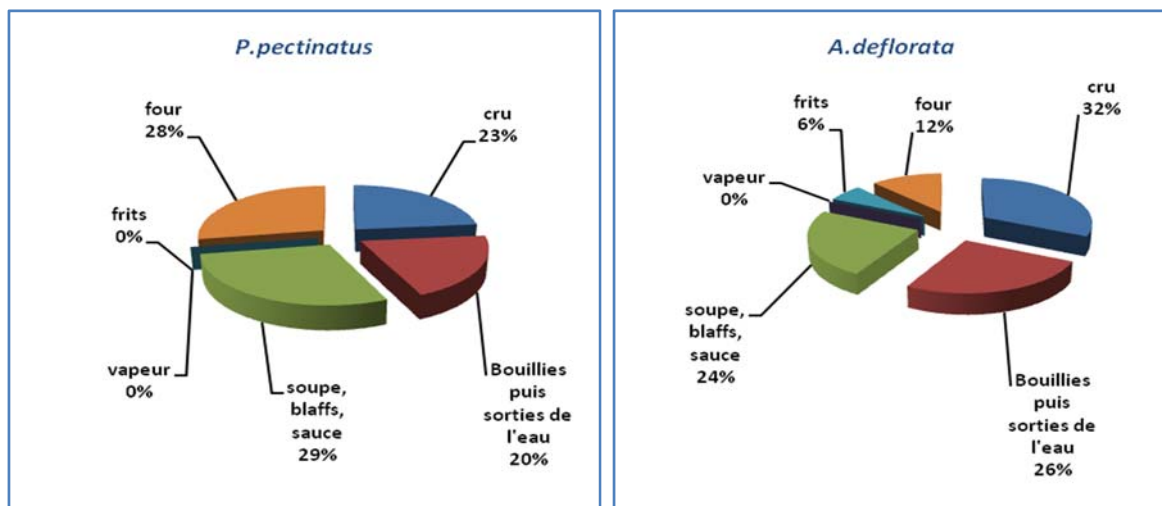


Figure IV- 8 : (a et b) : Répartition en % des réponses pour les différentes modalités de cuisson de *P. pectinatus* (a) et d'*A. deflorata* (b).

### 2.1.2.2. Aliments accommodant les bivalves

Le riz étant un aliment riche en arsenic accompagnant souvent le poisson et les fruits de mer, sa fréquence de sa consommation a été recherchée. Bien que les aliments qui accompagnent les clams (fig.IV-9) peuvent varier, le riz reste le plus apprécié (41%).

Pour les jeunes sondés, la fréquence et les portions de riz consommées ont été reportées (fig.IV-10). Chez ces derniers, on constate (fig.IV-10) que cet aliment est généralement consommé au moins 2 fois par semaine (77 %) et que les portions (fig.IV-11) sont assez importantes (entre 200 à 400 g par repas).

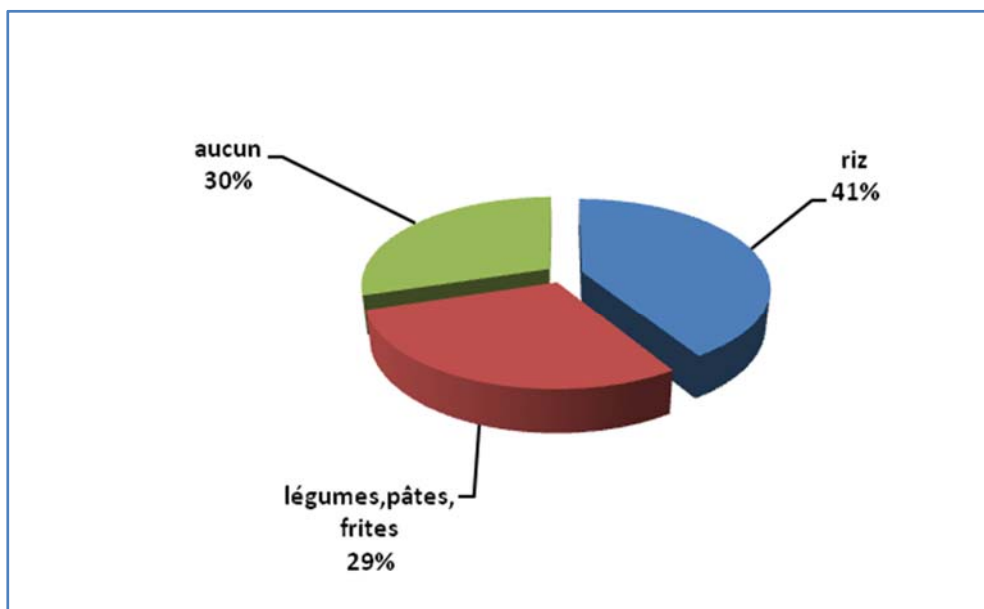


Figure IV- 9 : Distribution des aliments accommodant les bivalves (n=114 réponses)

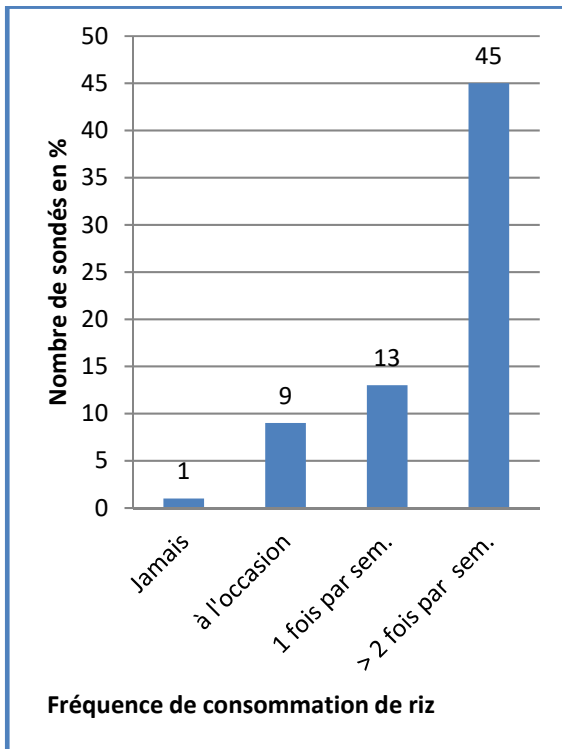


Figure IV- 10 : Distribution de la fréquence de consommation de riz (jeunes sondés)

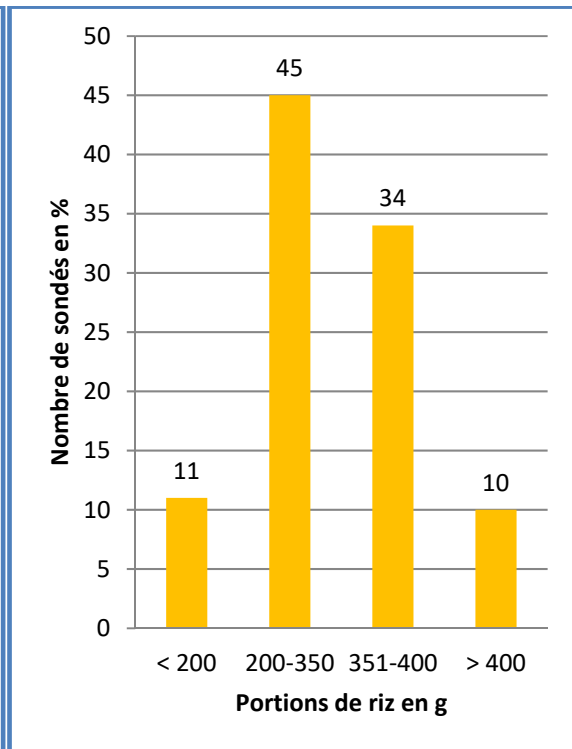


Figure IV- 11: Pourcentage de consommateurs de riz selon les portions (jeunes sondés)

## 2.2. L'exposition des consommateurs et risques pour la santé

### 2.2.1. Exposition à la consommation de bivalves contaminés par les métaux lourds

L'évaluation des risques pour la santé humaine résultant de la consommation de ces bivalves a été réalisée en croisant les expositions (doses ingérées) journalières de métaux avec la dose de référence proposée. Un quotient de danger est ensuite calculé. Pour rappel, le quotient de danger par voie orale pour un contaminant  $QDo = DJE/Dose$  de référence. Sachant que les bivalves ne sont pas forcément consommés tous les jours, il a été considéré pour les grands consommateurs 2 repas par semaine.

La portion de 240 g a été considérée comme la portion consommée par le 95<sup>e</sup> percentile, la portion minimale considérée étant 120 g. Puisque les portions de 240 g apportent la même quantité de métaux que 2 repas de bivalves par semaine, les doses de référence par semaine sont comparées avec les apports en métaux d'une portion de 240 g.

Les résultats des calculs d'exposition et de la contribution à la VTR pour un individu de 65 kg et 80 kg sont présentés ci-dessous pour chacune des espèces.

#### **2.2.1.1. La consommation d'*A. deflorata***

Pour un consommateur de 65 kg, selon la portion d'*A. deflorata* consommée, quatre à sept métaux (Al, As, Fe, Mo, Ni, Th, V) présentent un quotient de danger >1, dont quatre très importants. Ces métaux qui contribuent à augmenter le quotient de risque pour la consommation d'*A. deflorata* sont par ordre de décroissance: As>>Fe>Al (tabl.IV-3).

Pour un consommateur de 80 kg, sept métaux (Al, As, Fe, Mo, Ni, Th, V) présentent un quotient de danger >1 dont trois (As, Fe, Al) très élevé. Les quotients de danger totaux (QDT) n'indiquent pas de risque pour les deux types de consommateurs mais les doses d'Al, d'As, de Fe et de V sont trop élevées, même pour une portion de 120 g. Dans tous les cas, avec une consommation hebdomadaire de deux repas de 120 g, seuls les apports en As dépassent de loin, les doses de références.

Tableau IV- 3 : Évaluation de l'exposition moyenne aux métaux lors d'un repas d'*A.deflorata*

Métaux	Dose de référence( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ )	Dose pour 7 jours	Consommateur de 65kg		Consommateur de 80kg	
			Dose Journalière en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$			
			120g	240g	120g	240g
<b>Al</b>	<b>1000 (ASTDR,2007b)</b>	7000	<b>1580<math>\pm</math>2,26</b>	<b>3160<math>\pm</math>4,5</b>	<b>1284<math>\pm</math>1,83</b>	<b>2568<math>\pm</math>3,67</b>
An	4 (USEPA, 1991)	28	0,11 $\pm$ 0,03	0,22 $\pm$ 0,1	0,09 $\pm$ 0,02	0,18 $\pm$ 0,04
<b>As</b>	<b>0,3 (USEPA, 2000)</b>	2,1	<b>29,4<math>\pm</math>98,0</b>	<b>58,8<math>\pm</math>196</b>	<b>23,9<math>\pm</math>79,7</b>	<b>47,8<math>\pm</math>159</b>
Ba	200 (Scher,2012)	1400	5,2 $\pm$ 0,86	10,4 $\pm$ 1,7	4,23 $\pm$ 0,7	8,46 $\pm$ 1,41
Be	3 (WHO ,2009)	21	0,01 $\pm$ 0,0	0,02 $\pm$ 0,0	0,01 $\pm$ 0,0	0,02 $\pm$ 0,01
B	200 (USEPA,2004)	1400	6,9 $\pm$ 34,5	13,8 $\pm$ 69,	5,61 $\pm$ 28,1	11,2 $\pm$ 56,1
Cd	0,2 (ATSDR, 2008)	1,4	0,04 $\pm$ 0,22	0,09 $\pm$ 0,4	0,04 $\pm$ 0,18	0,07 $\pm$ 0,36
Co	1,40 (RIVM, 2001)	9,8	1,69 $\pm$ 1,21	3,38 $\pm$ 2,4	1,37 $\pm$ 0,98	2,74 $\pm$ 1,95
Cu	10 (ATSDR, 2004)	70	4,03 $\pm$ 0 ,24	8,06 $\pm$ 0,8	3,27 $\pm$ 0,33	6,54 $\pm$ 0,65
<b>Fe</b>	<b>700 (USEPA,2000)</b>	4900	<b>1886<math>\pm</math>2,69</b>	<b>3773<math>\pm</math>5,4</b>	<b>1533<math>\pm</math>2,19</b>	<b>3066<math>\pm</math>10,2</b>
Hg	0,1 (USEPA, 2001)	0,7	0,04 $\pm$ 0,20	0,08 $\pm$ 0,4	0,03 $\pm$ 0,16	0,07 $\pm$ 0,33
Li	2 (USEPA, 2008)	14	1,2 $\pm$ 0,60	2,41 $\pm$ 1,2	0,98 $\pm$ 0,49	1,95 $\pm$ 0,98
Mn	140 (USEPA,2000)	98	47,75 $\pm$ 3,4	95,5 $\pm$ 6,8	38,8 $\pm$ 2,77	77,6 $\pm$ 5,54
Mo	5 (USEPA,1992)	35	3,50 $\pm$ 7,02	7,02 $\pm$ 1,4	2,85 $\pm$ 0,57	5,7 $\pm$ 1,14
Ni	2,8 (EFSA,2015)	19,6	2,69 $\pm$ 0,96	5,38 $\pm$ 1,9	2,18 $\pm$ 0,78	4,36 $\pm$ 1,56
Pb	3,5 (JECFA,1983)	24,5	0,63 $\pm$ 0,18	1,27 $\pm$ 0,4	0,52 $\pm$ 0,15	1,03 $\pm$ 0,29
Se	5 (USEPA, 1991)	35	1,55 $\pm$ 0,34	3,10 $\pm$ 0,7	1,26 $\pm$ 0,27	2,52 $\pm$ 0,55
Sn	0,3 (ASTDR,2005)	2,1	0,06 $\pm$ 0,2	0,12 $\pm$ 0,4	0,05 $\pm$ 0,16	0,10 $\pm$ 0,32
Th	0,01 (ATSDR,1990)	0,07	0,01 $\pm$ 1,1	0,02 $\pm$ 2,2	0,01 $\pm$ 0,9	0,018 $\pm$ 1,8
U	0,6 (ASTDR,2013)	4,2	0,22 $\pm$ 0,36	0,43 $\pm$ 0,7	0,18 $\pm$ 0,29	0,35 $\pm$ 0,59
<b>V</b>	<b>3 (ATSDR, 1992)</b>	21	<b>4,81<math>\pm</math>1,6</b>	<b>9,62<math>\pm</math>3,2</b>	<b>3,9<math>\pm</math>1,30</b>	<b>7,81<math>\pm</math>2,60</b>
Zn	300 (USEPA,2000)	600	74,7 $\pm$ 0,25	149 $\pm$ 05	60,7 $\pm$ 0,20	121 $\pm$ 0,40
$\Sigma$	8752	7256	3612 $\pm$ 0,99	7303 $\pm$ 2,0	2967 $\pm$ 0,82	5934 $\pm$ 1,64
QDT			0,42	0,84	0,14	0,68

### 2.2.1.2. La consommation de *P. pectinatus*

Pour *P. pectinatus*, sept éléments: Al, As, Cd, Cu, Fe, Mo, Th ont un quotient de danger >1, dont 4 (Fe, Cu, As et Al) très élevés (tabl.IV-4).

Tableau IV- 4 : Évaluation de l'exposition aux métaux lors d'un repas de *P. pectinatus* (les VTR, les plus basses ont été utilisées).

Métaux	Dose de référence( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ )	Poids du consommateur			
		65 kg		80kg	
		Dose journalière moyenne( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ )			
		120g	240g	120g	240g
Al	1000 (ASTDR, 2007b)	54655±78,1	109310±156	44407±63,4	88815±127
An	0,4 (US EPA, 1991)	0,03±0,0	0,06±0,02	0,03±0,01	0,05±0,01
As	0,3 (US EPA, 2000)	10,9±36,2	21,7±72,5	8,84±29,4	17,7±58,9
Ba	0,200 (Scher, 2012)	0,13±0,02	0,26±0,04	0,11±0,02	0,21±0,03
B	200 (US EPA, 2004)	5,62±28,1	11,2±56,2	4,57±22,8	9,14±45,7
Cd	0,2 (ATSDR, 2008)	0,54±2,7	1,1±5,4	0,44±2,2	0,88±4,4
Co	(1,4 RIVM, 2001)	0,91±0,65	1,82±1,30	0,74±0,53	1,48±1,06
Cu	10 (ATSDR, 2004)	42,5±4,25	85,0±8,50	34,5±3,45	69,1±6,91
Fe	700 (US EPA, 2000)	169840±242	339673±485	137992±197	275985±394
Hg	0,1(US EPA, 2001)	0,05±0,05	0,11±1,1	0,04±0,45	0,09±0,9
Li	2 (US EPA, 2008)	0,13±0,07	0,3±0,13	0,11±0,05	0,22±0,11
Pb	3,5 (JECFA, 1983)	1,20±0,34	2,41±0,69	0,98±0,28	1,96±0,56
Mn	140 (USEPA,2000)	1,93±0,14	3,87±0,28	1,57±0,11	3,14±0,22
Mo	5(US EPA, 1992)	3,53±0,71	7,07±1,41	2,87±5,7	5,74±1,15
Ni	2,8 (EFSA, 2015)	0,73±0,26	1,45±0,52	0,59±0,21	1,18±0,42
Se	5 (US EPA, 2000)	0,36±0,07	0,71±0,14	0,29±0,06	0,58±0,12
Th	0,01 (ASTDR, 1990)	0,03±2,77	0,06±5,54	0,02±2,25	0,04±4,5
U	0,6 (OMS, 2003)	0,29±0,49	0,58±0,97	0,24±0,39	0,47±0,79
V	3(ATSDR, 1992)	0,88±0,29	1,75±0,58	0,71±0,24	1,42±0,48
Zn	300 (USEPA, 2000)	33,5±0,11	67,0±0,22	27,2±0,09	54,5±0,18
Σ	8748	24487±78,6	48975±157	19896±78,6	39792±128
QDT		2,80	5,60	2,27	4,55

Le quotient de danger total (QDT) pour la consommation de *P. pectinatus* est >1 et est très élevé pour toutes les portions et pour les deux types de consommateurs. Le Fe, l'Al et l'As sont les éléments pour lesquels les apports sont excessifs avec deux repas de 120 g par semaine

## 2.2.2. Le cas de l'exposition aux différentes espèces d'Arsenic par la consommation des bivalves

Parmi les éléments examinés, l'arsenic est le seul pour lequel les concentrations dépassent au moins 20 fois, la LMA et c'est l'un des plus toxiques présent en quantité importante dans les bivalves. La toxicité de ce métalloïde étant liée à sa spéciation, l'évaluation des risques a été faite pour les différentes espèces d'arsenic. Les doses de référence n'ayant pas été fixée pour les différentes espèces d'As, auparavant des valeurs toxicologiques pour la toxicité chronique ont été élaborées

### 2.2.2.1. *Élaboration et proposition de valeurs toxicologiques*

Dans le cas de l'arsenic inorganique, les quantités d'arsenic ingérées par jour sont comparées avec les doses d'As réglementaires (voir Tabl.IV-5 et IV-7). Pour les autres espèces d'arsenic, les comparaisons sont faites avec les valeurs proposées ou établies ci-dessous, à partir de résultats expérimentaux obtenus chez les mammifères pouvant servir de modèles (tab. IIV-5).

Les VTR proposées ou établies pour les autres espèces sont nommées, valeurs toxicologiques de sécurité (**VTS**). Elles ont été construites à partir de l'équation suivante:  $VTS = LOEL/AF$  ou  $NOEL/AF$  avec AF [facteurs d'incertitude AF ("assessment factors")]. Dans tous les cas, les facteurs UFA, UFH, UFD ont été utilisés. Les précisions telles que les effets critiques, les facteurs d'incertitudes ont été reportés dans le tableau n°IV-5.



Tableau IV- 5 : Données utilisées pour la construction des valeurs toxicologiques de sécurité (VTS) testées pour les effets chroniques

As <sub>espèces</sub> /VTS en $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$	VTR	Conditions du test Effet critique retenu	Facteurs d'incertitudes utilisés
As(V) VTS=0,83	NOAEL : 25000 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{pc.j}^{-1}$ <sup>1</sup> (Kerkvliet <i>et al.</i> , 1980)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Immunosuppression souris mâle : 2,5 ; 25 et 100 mgASV.L<sup>-1</sup> eau de boisson, 10-12 semaines</b> (Kerkvliet <i>et al.</i>, 1980)</li> </ul>	10 (inter-espèces) x 10 (interindividuel) x 10 (insuffisance de données) x 3 (genre) x 10 (subchronique-chronique)
As <sup>III</sup> V.T.S=0,07	LOAEL : 700 $\mu\text{g.kgpc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (ATSDR, 2007) IC50=17,8 $\mu\text{g.mole}^{-1}$ <sup>1</sup> chez urotsa cells (Styblo <i>et al.</i> , 2000)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Cochon-d'inde, Haemotocrite altéré</b> (ATSDR, 2007)</li> </ul>	10 (inter-espèces) x 10 (interindividuel) x 10 (conversion LOAEL/NOAEL) x 10 (insuffisance de données)
DMA VTS1=0,063	DMA(V) : LOEL=6300 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{pc.j}^{-1}$ (ATSDR, 2007)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Neurotoxicité pour 1mois</b> (ATSDR, 2007)</li> </ul>	10 (conversion LOAEL/NOAEL) x 10 (interindividuel) x 10 (conversion toxicité pentavalent / trivalent) x x 10 (subchronique-chronique) x 10 (insuffisance de données)
MMA V.T.S1=0,3 VTS2=0,015	MMA(V) : NOEL=3000 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{pc.j}^{-1}$ (Arnold <i>et al.</i> , 2003)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Diarrhée chez rats, souris, lapins, chiens</b> (Waner et Nyska 1988 ; Arnold <i>et al.</i>, 2003; &lt;1 an, ATSDR, 2007).</li> </ul>	10000= 10 (inter-espèces) x 10 (interindividuel) x 10 (insuffisance de données) x
	MMA(III) : IC50=0,8 $\mu\text{g.mole}^{-1}$	<b>Cellules uretrales</b> (Styblo <i>et al.</i> , 2000)	

			10 (Subchronique-chronique)
<b>Ast-AsB</b> <b>VTS=0,45</b>	<b>TDI=0,45 <math>\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}</math></b>  (FoBiG, 2009 ; Ineris,2010)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Lésions cutanées chronique</b> (Tseng <i>et al.</i>, 1968 ; Tseng, 1977)</li> </ul>	5 (interindividuel)
iAs+ MMA+DMA <b>VTStox=0,3</b>	iAs: MRL=RfD =TDI=0,3 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$  (ASTDR, 2007;US EPA 1991;1993; Health Canada, 2008)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Lésions cutanées, Hyperpigmentation, keratoses</b> (Tseng <i>et al.</i>, 1968 ; Tseng, 1977)</li> </ul>	3 (interindividuel)
AsB <b>V.T.S=16,25</b>	LOAEL=1,625 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ LD50 > 10g chez la souris (Kaise et Fukui, 1992)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Souris (subchronique) à 1,625 <math>\text{g d'AsB}\cdot\text{kg}_{\text{pc}}^{-1}</math> une fois/j tous les 2 jours pendant 8 jours max. pour des effets sur l'immunité</b> (Sakurai <i>et al.</i>, 2004)</li> </ul>	10 (inter-espèces) x 10 (interindividuel) x 10 (conversion LOAEL/NOAEL) x 10 (insuffisance de données)x 10 (Subchronique-chronique)

- **Pour l'arsénobétaïne:**

L'analyse bibliographique a révélé qu'il existait deux études. L'une a été réalisée sur la toxicité aiguë par voie orale de l'AsB et l'autre sur la toxicité subaiguë.

Lors de la première étude, une dose létale à 50 % (DL50 >10 g) chez la souris a été trouvée (Kaise et Fukui, 1992). Les premiers effets sur la motricité et sur la respiration de la souris étaient observés après l'ingestion de 10 g.kg<sup>-1</sup> d'AsB et ils disparaissaient après 1h (Sharma et Sohn, 2009).

Dans la deuxième étude, réalisée par Sakurai *et al.* (2004), aucun effet n'a été observé sur les cellules immunitaires des souris dans les 8 jours par ingestion lors de l'administration répétée par voie orale tous les 2 jours de 1,625 g d'AsB par kg de poids. A partir de cette dernière étude et en l'absence de données suffisantes, la dose d'AsB de 1,625 g.kg<sup>-1</sup> de poids corporel (pc) par jour a été retenue comme point de référence (dose critique), équivalent au NOEL.

La VTS a été calculée avec:

$$\text{NOEL} = 1,625 \text{ g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1} \text{ (Sakurai et al., 2004)}$$

$$\text{AF} = \text{UFL} \times \text{UFA} \times \text{UFH} \times \text{UFD} \times \text{UFS} = 100000$$

La valeur toxicologique de sécurité proposée pour l'arsénobétaïne est  $V_{\text{AsB}} = 16,25 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$ . De même, l'ATSDR (2016) a appliqué un facteur d'incertitude (UFL) de 10 à la dose de 50  $\mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$  considéré comme un LOEL pour passer à un NOEL pour établir sa MRL. Le facteur UFS (Pieters *et al.*, 1998) est appliqué : à cause de la durée courte des expérimentations (subchronique).

- **Pour l'arséniate (AsV),** la VTS a été calculée avec:

$$\text{NOEL: } 25000 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1} \text{ (Kerkvliet et al., 1980)}$$

$$\text{AF} = \text{UFA} \times \text{UFH} \times \text{UFD} \times \text{UFS} \times 3 = 30000$$

$$\text{VTS}_{\text{AsV}} = 0,83 \mu\text{g.kg}^{-1}$$

\*

Dans ce cas le facteur UFS (Pieters *et al.*, 1998) est appliqué à cause de la durée courte des expérimentations (subchronique, de 14 jours à 1 an). Un facteur 3 a été appliqué car le NOEL correspond à une dose critique pour les souris mâles mais les femelles étaient plus sensibles (Arkusz *et al.*, 2005).

- **Pour l'arsénite (AsIII)**, la VTS a été calculée avec:

$$\text{LOEL} = 700 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1} \text{ (ATSDR, 2007)}$$

$$\text{AF} = \text{UFA} \times \text{UFH} \times \text{UFD} \times \text{UFL} = 10000$$

$$\text{VTS}_{\text{AsIII}} = 0,07 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$$

Le facteur UFL (10) a été rajouté pour tenir compte de l'absence de NOEL.

- **Pour DMA<sup>V</sup> + DMA<sup>III</sup>**, la VTS a été calculée avec :

$$\text{LOEL} = 6300 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1} \text{ (ATSDR, 2007)}$$

$$\text{AF} = \text{UFA} \times \text{UFH} \times \text{UFD} \times \text{UFL} \times \text{UFS} = 100000$$

$$\text{VTS}_{\text{DMA}} = 0,063 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$$

Dans ce cas un facteur est appliqué: UFS (Pieters *et al.*, 1998) de 10 à cause de la durée courtes des expérimentations (subchroniques, de 14 jours à 1 an). De même le facteur UFL (10) a été rajouté pour tenir compte de l'absence de NOEL

- **Pour MMA<sup>V</sup> + MMA<sup>III</sup>**, la VTS a été calculée avec:

$$\text{NOAEL} = 3000 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$$

$$\text{AF} = \text{UFA} \times \text{UFH} \times \text{UFD} \times \text{UFL} = 1000$$

$$\text{VTS}_{\text{MMA}1} = 3 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$$

$$\text{VTS}_{\text{MMA}2} = 0,015 \mu\text{g.kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}$$

La VTS1 étant peu protectrice puisque les expérimentations ne tiennent pas compte de la toxicité des formes trivalentes, un facteur supplémentaire de 20 a été rajouté pour obtenir VTS2. Ce facteur supplémentaire de 20 a été rajouté pour tenir compte de la toxicité 20 fois plus grande de MMAIII par rapport à l'AsIII sur les cellules de urétrales humaines (voir données issues de Styblo *et al.* (2000) dans tableau n°IV-13).

Pour tenir compte uniquement des formes les plus toxiques: (AsT-AsB), nous avons utilisé la TDI=0,45  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pc.j<sup>-1</sup> établie pour l'Asi et l'AsT (FoBiG, 2009).

Pour l'ensemble: **iAs+ MMA+DMA**, nous avons testé l'exposition avec la VTS établie pour l'iAs: MRL=RfD =TDI=0,3  $\mu\text{g.kg}^{-1}$  pc.j<sup>-1</sup> (ASTDR, 2007;US EPA 1991;1993; Health Canada, 2008).

Ces VTS ont été testées dans plusieurs conditions pour les deux espèces de bivalves afin d'évaluer l'exposition aux effets toxiques de l'arsenic lors de la consommation de bivalves.

#### **2.2.2.2. Expositions moyennes à l'arsenic via la consommation des bivalves étudiées**

L'apport journalier d'arsenic dépend de la taille des portions (tables IV-6 et IV-7), de la fréquence de consommation et du type de bivalve consommé. Un repas de 240 g d'*A. deflorata* fournit environ 2,3 fois plus d'arsenic qu'un même repas de *P. pectinatus* (tabl.IV-6).

**Tableau IV- 6 : Quantité moyenne d'arsenic total consommé lors d'un repas**

<b>Quantité d'As en mg par repas</b>	<b>Repas consistant (240 g)</b>	<b>Consommation moyenne (120 g)</b>	<b>Autre Consommation (60 g)</b>
<i>Phacoides pectinatus</i>	1,854± 0,18	0,927± 0,09	0,464 ± 0,045
<i>Asaphis deflorata</i>	4,151± 1,2	2,075± 0,61	1,037 ± 0,3

L'exposition été évaluée dans deux conditions moyennes: lors d'un plat de résistance, moyen (120 g) ou consistant (240 g) pour un consommateur pêcheur ou habitué, et d'un apéritif (soit 60 g) pour les autres types de consommateurs (tabl.IV-6).

Une possibilité d'exposition aiguë a été prise en compte, lors d'une consommation unique importante fixée à 400 g de coquillages selon les recommandations de l'EFSA (2010).

Les DJE moyennes d'un individu de 60 kg consommant ces différentes portions de bivalves sont comparées dans le tableau IV-7, selon les différentes espèces d'arsenic.

Chez une personne de 60 kg, les doses d'arsenic total ingérées lors d'un repas dépassent la dose de référence pour toutes les portions, quelque soit le bivalve. Sachant que la consommation est en moyenne de 2 repas par semaine, les quotients de risque ont été calculés sur la base d'une consommation hebdomadaire et présentés dans la figure IV-12

Tableau IV- 7: Doses d'expositions (DJE) moyennes maximales lors d'un repas aux différentes espèces d'arsenic calculées en  $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$  pour un individu de 60kg avec 4 types de portions. (LMR=limites maximales recommandées par jour). Les valeurs en italique sont calculées.

	AsT	AsB	AsIII	AsV	Asi	MMA	DMA	Asi+MMA +DMA	tAs-AsB
VTR/VTS $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$	0,45	16,25	0,07	0,83	0,3	0,15(1) ; 0,01 (2)	0,063	0,3	0,45
Chronique à seuil LMR en $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$	27	975	4,2	49,8	18	9 (1) ; 0,9 (2)	3,78	18	27
Bivalves en kg	DJE moyennes à l'arsenic via la consommation d' <i>A.deflorata</i> en $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$								
0,06	21,8	19,3	0,40	0,270	0,667	1,03	0,34	2,08	2,57
0,12	43,7	38,5	0,79	0,540	1,33	2,15	0,69	4,17	5,14
0,24	87,4	77,1	1,59	1,078	2,67	4,29	1,37	8,34	10,3
0,40	145	128	2,65	1,798	4,48	7,16	2,29	13,9	17,1
	AJE moyennes à l'arsenic via la consommation de <i>P.pectinatus</i> en $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$								
0,06	8,38	5,87	0,274	0,19	0,46	2,48	0,09	3,04	2,52
0,12	16,76	12,9	0,60	0,42	1,02	5,46	0,21	6,69	5,54
0,24	33,5	23,5	1,18	0,76	1,85	9,93	0,38	12,2	10,1
0,40	55,9	39,1	1,85	1,26	5,77	16,6	0,63	20,3	16,8

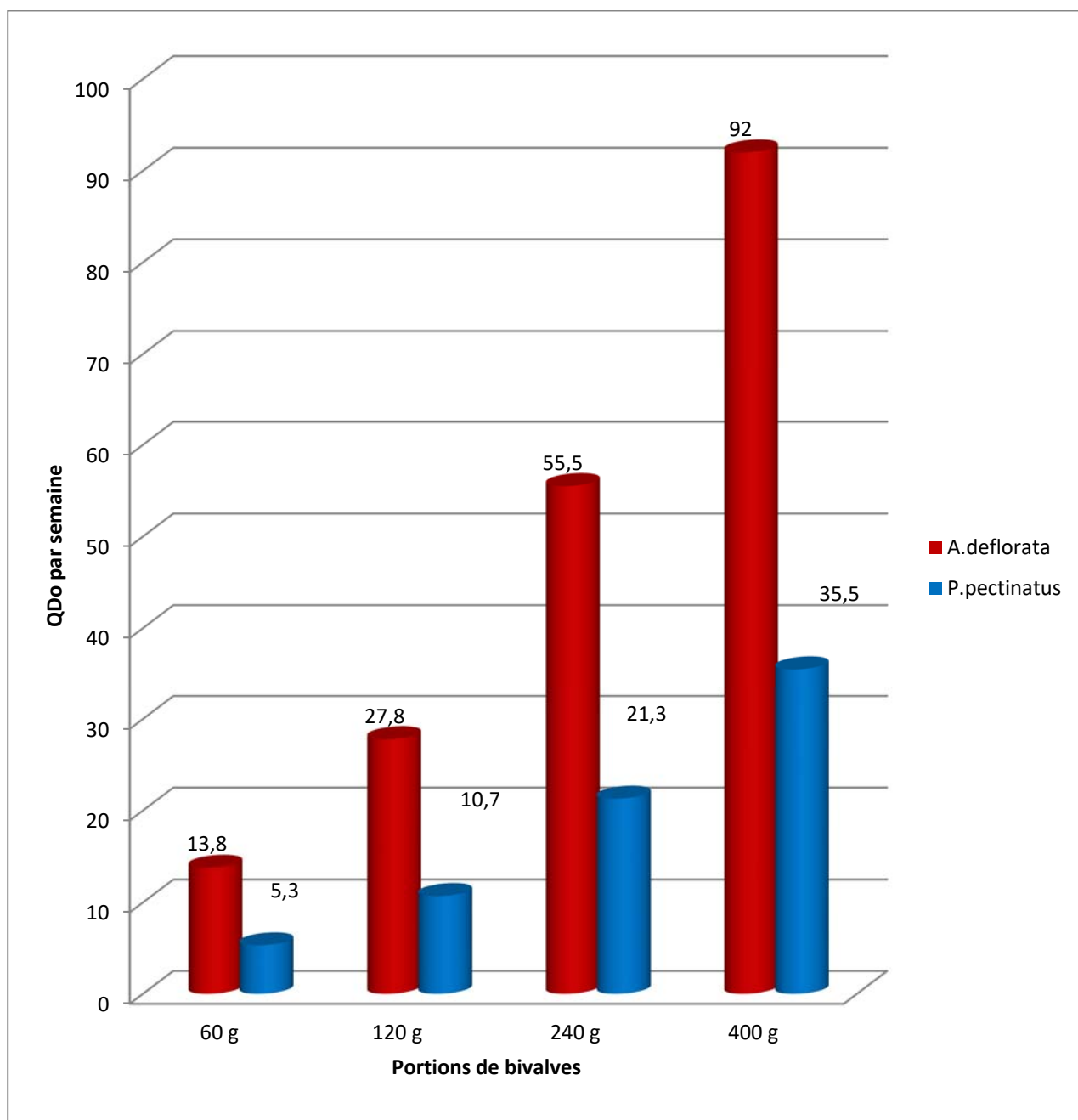


Figure IV- 12 : Comparaisons des risques liés à l'arsenic total en  $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$  per capita selon les portions et les bivalves. QDo : quotient de risques par voie orale sur la base de deux consommations hebdomadaires toute l'année.



## **3. Discussions**

### **3.1. La consommation des bivalves pêchés en Martinique**

La consommation de bivalves locaux n'est pas répandue en Martinique. Elle est le fait d'une population de connaisseurs de la ressource. La majorité d'entre eux sont des pêcheurs ou l'ont été dans leur jeunesse. D'après les informations des pêcheurs, la ressource s'étant rarifiée depuis 40 ans, ces consommateurs appartiennent surtout à une classe d'âge supérieure à 50 ans.

Les bivalves ne sont pas consommés tous les jours, mais en moyenne deux fois par semaine pour les gros consommateurs. Les plus gros consommateurs sont surtout des pêcheurs et des habitués.

Dans le cadre de la 1<sup>o</sup> enquête, avons pu distinguer des habitués qui prenaient environ 1 à 3 portions moyennes de 120 g – 240 g de bivalves par semaine, ou plus rarement après un achat, des autres consommateurs non-pêcheurs qui ne consommaient que 50 g à 66 g de bivalves lors des sorties (fêtes, invitations, restaurant).

En réalité, un habitué ou un pêcheur peut consommer en moyenne 1 kg (poids vif) de bivalves en une journée. Soit environ 54 bivalves (kankanfian) de de 48 mm de taille moyenne qui fournissent 243 g de chair fraîche pour 1 kg achetés.

Pour *P. pectinatus*, d'après les données de prises de pêche, la taille moyenne d'un individu récolté sur le site pour la consommation est 61 mm, ce qui correspond à un poids moyen de chair de 11 g.

Cependant, en fonction de la saison et de l'approvisionnement, certaines personnes peuvent avoir une consommation plus fréquente. Pendant les périodes de fêtes, de carême, de pénurie alimentaire, après un achat ou une récolte fructueuse, les quantités consommées par semaine peuvent augmenter et atteindre 4 portions de 120 à 240 g selon l'individu.

Certains individus de plus de 60 ans avaient eu dans le passé une consommation plus importante et quotidienne de la *Lucinidae*, qui était réputée pour faciliter la coagulation du sang lors des saignements. En outre, la chair de ce bivalve serait riche en molécules aphrodisiaques.

D'après Mejean (2020), l'autoconsommation est fréquente dans les départements français d'outre-mer et en particulier, chez les ménages à revenus faibles. Auparavant, l'enquête réalisée par l'étude Escal en 2003-2004, en Martinique, avait déjà fait le même constat. Elle précisait que les consommations individuelles de produits de la mer pêchés localement étaient deux fois plus élevées que dans les autres régions françaises : les plus de 30 ans consommaient des fruits de mer et du poisson plus de deux fois par semaine, en particulier ceux de plus de 55 ans (Merle *et al.*, 2008).

L'étude Kannari, plus récente (2013 - 2014) mise en œuvre par l'ANSES a mis en évidence chez certains individus, une consommation supérieure à quatre fois par semaine de produits de la mer locaux, pêchés ou collectés par les particuliers (Dereumeaux et Saoudi, 2018).

En Martinique, les personnes sondées, au cours de notre étude ont indiqué ne consommer que très peu les bivalves importés. Dans le cas des moules, elles ont indiqué des repas seulement une à deux fois par mois et même souvent moins (voir pas du tout). Les espèces importées peuvent aussi, avec les autres produits de la mer, contribuer à l'exposition à des éléments trace métalliques.

En Martinique, ces espèces ne semblent pas susciter un fort intérêt alimentaire, probablement à cause de leur goût fade ou du mode de cuisson utilisé pour les préparer. Les bivalves pêchés sur place sont davantage recherchés et sont comparés aux huîtres pour leur saveur.

Les habitudes alimentaires sont aussi liées à la culture et à la disponibilité des ressources. Aussi, certains bivalves comme les moules sont des plats traditionnels dans certaines localités (voir tabl.IV-8). Par exemple, les repas de moules sont accompagnés de frites en Belgique. Ces deux aliments sont très répandus dans ce pays (Belgique) proche de la Manche.

Les modes de cuisson sont diversifiés, mais il semble que toutes les cultures soient tentées par l'ingestion de bivalves crus. Au Japon et en Chine, les pétoncles sont sautés. Ce mode de cuisson n'est pas utilisé pour les bivalves de Martinique, probablement parce que la chair de tous les bivalves n'a pas la même consistance.

Tableau IV- 8 : Quelques habitudes de cuisson et d'accompagnement des bivalves dans les principaux pays consommateurs

Type de bivalves	Espèces	Mode d'achat	Mode de cuisson	exemple de plats	Pays	Références bibliographiques
Moules	<i>M. edulis</i>	Frais, congelé	Bouillon	Frites	Belgique	<a href="http://www.fao.org/in-action/globefish/market-reports/resource-detail/en/c/522564/">http://www.fao.org/in-action/globefish/market-reports/resource-detail/en/c/522564/</a>
Panope du Pacifique	<i>P. generosa</i>	Frais, vivant	Cru, sauté	Fondue	Chine	<a href="https://www.bbc.com/news/magazine-33261666">https://www.bbc.com/news/magazine-33261666</a>
Panope du Pacifique	<i>P. generosa</i>	Frais, vivant	Cru	Sashimi	Japon	<a href="https://www.bbc.com/news/magazine-33261666">https://www.bbc.com/news/magazine-33261666</a>
Coquille Saint-jacques	<i>Pectinidae</i>	frais	Sauté	Hotategai Teriyaki		Marie Wilson (2008) La cuisine asiatique en 30minutes 244pEds.France-Loisirs, <i>ISBN</i> :978-2-298-00431-1
Pétoncle, scallop	<i>Pectinidae</i>	surgelé	Séché, sauté	Conpoy	Chine	<i>Simonds, Nina (2005). Food of China. Murdoch Books. p. 289. ISBN 978-1-74045-463-6.</i>
Arches	<i>Tegillarca granosa</i>	frais	Bouilli	kkomak		KOREA Magazine December 2015

## 3.2. La nécessité des VTS proposées

Les VTR officielles n'ayant pas été établies sur la base de la toxicité des formes organiques de l'arsenic, l'ANSES (2009) recommande la prise en compte de ces espèces pour réaliser l'évaluation des risques liés à l'arsenic par voie orale.

Cependant, il est difficile de proposer une VTR pour toutes les espèces d'arsenic, car, comme le souligne Maull *et al.*,(2012), les conditions des quelques expériences toxicologiques réalisées avec les différentes espèces d'arsenic sont trop diverses et partielles et ne pas sont toujours adaptées aux modalités d'exposition chez l'Homme. En effet, à l'exception d'un petit nombre d'expériences, il s'agit en général de travaux sur la cytotoxicité et non sur l'organisme entier.

C'est le cas, par exemple, des travaux de Kaise et Fukui (1992) avec les formes méthylées simples pentavalentes. De plus, les techniques d'analyses habituelles de recherche d'arsenic dans les aliments ne permettent pas la distinction des espèces méthylées trivalentes des pentavalentes.

Néanmoins, nous avons calculé des VTS selon la formule standard en tenant compte des données expérimentales et en utilisant des NOAEL(NOEL) ou des LOAEL(LOEL) et des facteurs de sécurité uniquement. L'utilisation de cette méthode pour l'évaluation de l'exposition à l'arsenic est possible car selon Bonvallot et Dor (2001), elle s'emploie pour les substances présentant une toxicité à seuil de dose, que les effets soient cancérogènes ou non.

La VTS pour l'arséniate étant supérieure ( $0,83 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ ) à la VTR établie pour l'arsenic inorganique ( $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ ), elle n'est pas suffisamment protectrice puisque l'apport recommandée ( $49,8 \mu\text{gpc}\cdot\text{j}^{-1}$ ) dépasse de 3 fois celle de ( $18 \mu\text{gpc}\cdot\text{j}^{-1}$ ) qui correspond à cette VTR de  $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ .

La  $VTS_{AsV}$  n'est pas utile pour nos deux espèces, car les doses d'AsV ingérées sont plus de 9 fois inférieures à  $18 \mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$  même avec une grosse portion de 400 g de bivalves. En revanche, la  $VTS_{AsIII}$  semble plus utile car cette espèce est environ 40 fois plus toxique que sa forme pentavalente, d'après les données d'Hirano *et al.* (2004) par exemple. Étant donné que l'apport recommandée ( $4,2 \mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ ) est inférieure à  $18 \mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ , elle peut être conservée, car elle est plus protectrice que cette dernière. De plus, les doses ingérées pour une personne de 60 kg sont au moins 1,5 plus faibles que la dose recommandée. Notre  $VTS$  de  $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$  calculée pour l'arsénite correspond à la nouvelle VTR plus protectrice qui a été proposée par l'INERIS pour la prévention des effets non-cancérogènes induits par l'arsenic (Bisson *et al.*, 2009).

La  $VTS$  proposée ( $0,063 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ ) pour la DMA semble correcte si on tient compte que la toxicité de la forme trivalente est plus faible que celle de l'AsIII. Cette dernière espèce a un niveau de toxicité inférieur à celui de la DMAIII, mais supérieur à celle de la DMAV, puisque l'ordre de toxicité relative est selon les travaux de différents auteurs:  $\text{MMAIII} \approx \text{DMAIII} > \text{AsIII} \gg \text{DMAV} > \text{MMAV} \approx$  (par ex. Moe *et al.*, 2016). On peut en déduire que la toxicité de l'ensemble des deux espèces de DMA est proche de celle de l'ensemble MMA, mais est inférieure à celle de l'AsIII. Toutes les doses ingérées sont supérieures à la dose recommandée ( $3,78 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ ).

Pour la MMA, avec la  $VTS_2$  proposée dans cette étude ( $0,015 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$ ) tient compte de la plus forte toxicité (environ 20 fois) de la forme trivalente par rapport à l'arsénite. Pour les formes méthylées trivalentes, les seules données existantes concernaient leur cytotoxicité. Pour les hépatocytes humains, le MMAIII est plus toxique que l'AsIII (Petrick *et al.*, 2000, Styblo *et al.*, 2000) et que le DMAIII (Styblo *et al.*, 2000). Par contre le DMA est plus rapidement excrété que le MMA et Asi (Hays *et al.*, 2010). L'élimination par l'humain de l'Asi, du MMA et du DMA se fait respectivement en 28 h, 4 h et 11h (Hays *et al.*, 2010).

Avec cette VTS, toutes les doses ingérées dépassent la dose recommandée, donc une portion de bivalves inférieure à 60 g serait conseillée. Selon Felter et Dourson (1998), la précision de la VTR est liée aux facteurs associés à chacune des étapes de sa construction. Cette VTS, bien que protectrice, n'est pas associée à suffisamment de données sur la toxicité de MMAIII. Par ailleurs, nos espèces de bivalves sont assez riches en MMA, en comparaison à d'autres espèces de bivalves (voir chap III).

La consommation de ces bivalves expose, sans doute, à un danger pour la santé. Cependant on a constaté que les formes MMAV et DMAV étaient excrétés telles quelles dans l'urine rapidement chez la plupart des humains (ATSDR, 2007).

Chez les mammifères, l'arsénobétaïne est aussi rapidement excrétée dans les urines et est considérée comme peu toxique (Kaise et Fukui, 1992; Ohta *et al.*, 2004). Cependant, du fait de sa dominance presque permanente dans le contenu arsenical de la chair de la majorité des organismes (Zhang *et al.*, 2019), il a été proposé, malgré la faiblesse des données expérimentales et épidémiologiques, une valeur protectrice.

Les doses consommées sont très faibles par rapport à la dose recommandée. Bien que l'arsénocholine présente une certaine toxicité à forte dose ( $DL50 = 6,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) chez la souris (Kaise et Fukui, 1992), il a été considéré que sa concentration était trop faible dans les bivalves de cette étude. Sachant que ces VTR ont été calculées avec beaucoup d'incertitudes, il peut être judicieux, pour tenir compte de la toxicité de MMA et DMA, d'utiliser plutôt la VTS (Asi + MMA + DMA), cette dernière VTR se basant sur davantage de données

### 3.3. Sur l'exposition à l'arsenic par la consommation des bivalves

Les indices de risque non cancérigène par élément et pour l'ensemble (QDT) montrent que la consommation de ces bivalves comporte un risque important pour la santé même avec deux repas par semaine, notamment à cause de la concentration élevée d'arsenic. Les produits de la mer consommés dans le monde (Tabl.V-9) contiennent entre 3–15 mg Ast.kg<sup>-1</sup> pf (Conti *et al.*, 2012 ; Copat *et al.*, 2018 ; Julshamm *et al.*, 2004; Sirot *et al.*, 2009).

Dans cette étude, un repas d'*A.deflorata* contient jusqu'à 25,24 mg Ast.kg<sup>-1</sup> pf.

Un repas de 120-240 g de bivalves locaux fournit, selon le type de bivalve, une dose d'arsenic total moyenne située entre 18,55 et 87,5 µg.kg<sup>-1</sup>pc soit une dose journalière située entre 5,3 et 25 µg.kg<sup>-1</sup>pc. pour une personne de 60 kg, ce qui est très au-dessus de la DJE de 0,45 µg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> retenue par l'ANSES.

Cette exposition est importante en comparaison aux doses de référence. En comparaison, pour un même consommateur, dans plusieurs pays (République de Corée, Europe, États-unis d'Amérique et Canada, l'exposition générale à l'arsenic total par voie alimentaire a été estimée entre 10 et 200 µg/jour, soit 0,17–3,33 µg.kg<sup>-1</sup> de pc. par jour (JECFA, 2010).

Un nombre important d'enquêtes ont été menées dans différents pays pour connaître les habitudes alimentaires, évaluer la consommation de bivalves ou la concentration d'arsenic chez diverses espèces marines comestibles et pour estimer l'exposition humaine par leur consommation.

En Europe, l'apport moyen d'arsenic total était estimé en 2003 pour un adulte de 60 kg, à 147 µg par jour soit 2,45 µg.kg<sup>-1</sup>pc.j<sup>-1</sup> selon Leblanc et Guérin (2003).



Sachant qu'en France, sur les 147 µg d'As consommé par jour, 95% seraient issus de repas de poissons (Leblanc et Guérin, 2003) et qu'en Martinique la consommation de poissons est importante, on peut déduire que la contribution des bivalves à l'exposition à l'arsenic total est excessive.

Aucune information n'est disponible sur l'apport général d'arsenic par voie alimentaire en Martinique et dans l'île sœur, la Guadeloupe ou dans d'autres localités ayant des populations avec le même régime alimentaire. La comparaison avec les données issues de pays de forts consommateurs de produits de la mer (Espagne, Japon) montre qu'en Martinique, la contribution des bivalves locaux à l'apport journalier en arsenic est trop élevée car ces bivalves peuvent fournir à eux-seuls 25 µg.kgpc<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> (soit 1500 µg.j<sup>-1</sup>) sur la base estimée de deux repas par semaine toute l'année.

Ceci peut signifier que l'apport journalier total en As en Martinique est largement supérieur à celui d'un Japonais puisqu'au Japon où la consommation d'algues marines est fréquente, l'apport journalier d'As lié à l'ensemble des produits de la mer variait entre 73 et 200 µg.j<sup>-1</sup> (Ishizaki, 1979; Nakao, 1960; Schroeder et Balassa, 1966).

L'apport journalier en As des consommateurs de bivalves en Martinique est largement supérieur à celui d'un Espagnol, si on se réfère à l'étude faite par Falco *et al.*, (2006) en Catalogne. Cet auteur avait mentionné un apport total en arsenic d'environ 220 µg.j<sup>-1</sup> dont 90-140 µg issu de la consommation de bivalves, ainsi que des différences entre les types de consommateurs.

Ainsi, en Catalogne (Espagne), la consommation de moules était maximale chez les seniors, mais l'apport journalier d'As était plus grand chez les femmes adultes (Falco *et al.* 2006) en raison d'une masse corporelle plus faible.

**Tableau IV-9 : Apports d'arsenic par la consommation de produits de la mer dans le monde**

<b>Apports d'As /origine</b>	<b>lieux</b>	<b>Références</b>
318-1500 $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ (bivalves locaux)	Martinique	Cette étude
73 et 200 $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ (produits de la mer)	Japon	Ishizaki, 1979 ; Nakao, 1960 ; Schroeder et Balassa, 1966
90-140 $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ <sup>1</sup> (bivalves locaux)	Catalogne (Espagne)	Falcoà <i>et al.</i> , (2006)

Quelques données concernant l'exposition des populations à l'arsenic total et inorganique par voie orale sont présentées dans le tableau IV-10.

Pour l'arsenic inorganique, aux USA, dans certains pays européens et asiatiques, l'exposition allait de 0,1 à 3,0  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  de pc par jour (72° JECFA, 2010). L'arsenic total des bivalves étant majoritairement constitué d'arsenic organique puisque leur apport en arsenic inorganique est très faible.

Tableau IV- 10 : Expositions moyennes à l'arsenic d'un consommateur de 60 kg (\*portions de 120-240 g).

Origine de l'exposition	Ast $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ pc}$	Asi $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ pc}$	Lieux	Références
Asaphis Phacoides (par repas)	12,5-25* 5,3-9,6*	0.37-0,76* 0,29-0,54*	Martinique	Cette étude
Bivalves (par semaine) (pour 2 repas)	10,6-50*	0,58-1,52*		
Aliments (par semaine)	7,23		France	Leblanc <i>et al.</i> 2005
Produits de la mer par semaine	4,48			
Produits de la mer par jour	3,67		Espagne	Falco <i>et al.</i> , (2006)
Bivalves par jour	1,5-2,33			
Produits de la mer par jour	1,22-3,33		Japon	Ishizaki, 1979 ; Nakao, 1960; Schroeder and Balassa, 1966
Aliments (par jour)		0,1 -3,0	USA et divers pays (Europe et Asie)	72°JECFA, 2010
Aliments (par jour)	0,17–3,33		Rép.de Corée, Europe, USA et Canada	

## Résumé

En Martinique, l'exposition aux éléments métalliques lors de la consommation des bivalves locaux est principalement liée à la présence d'arsenic.

Cependant, l'absence de données sur l'exposition générale à l'arsenic ne permet pas de préciser l'envergure des risques pour la santé humaine. Si on tient compte de la valeur établie de  $0,45 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  pour l'As et de la VTS (Asi + MMA + DMA) proposée (qui correspond à la VTR ( $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) établie pour l'iAs), les portions de bivalves conseillées sont au maximum de 60 g d'*A. deflorata* ou de *P. pectinatus* pour un consommateur de 60 kg avec une fréquence de 2 repas par semaine. Néanmoins, si on considère uniquement les VTS proposés pour les formes toxiques méthylées MMA pour une personne de 60 kg, la consommation de ces bivalves n'est pas conseillée sauf pour les doses largement inférieures à 60 g.

En France, selon l'étude CALYPSO (2006), seuls les forts consommateurs de produits de la mer s'exposent à des doses de polluants légèrement supérieures aux seuils recommandés, alors qu'en Martinique la consommation de ces bivalves locaux suffit à elle seule. Ce fait est inquiétant car en Martinique comme en Guadeloupe, plusieurs plats traditionnels sont à base de produits de la mer et de riz.

La Communauté Européenne n'a fixé aucune limite maximale pour As, dans les produits de la mer (Chiesa *et al.*, 2018) contrairement aux dispositions prises pour l'eau de boisson et le riz. Ce dernier aliment étant l'un des plus riches en arsenic inorganique, l'une des formes les plus toxiques d'arsenic, il faudrait tenir compte en général du régime alimentaire des martiniquais et du mode de préparation pour estimer les risques réels.

## **Publication 4: Arsenic in edible bivalves in a context of sargassum beaching. A new risk for seafood consumers?**

Cette publication soumise à la revue: ESPR, reprend les éléments concernant l'étude de l'exposition à l'arsenic du chap IV.

**Environmental Science and Pollution Research**  
**Arsenic in edible bivalves in a context of sargassum beaching. A new risk for seafood consumers?**  
 --Manuscript Draft--

<b>Manuscript Number:</b>	ESPR-D-20-08298
<b>Full Title:</b>	Arsenic in edible bivalves in a context of sargassum beaching. A new risk for seafood consumers?
<b>Article Type:</b>	Research Article
<b>Keywords:</b>	risk assessment; daily intake; sargassum; metabolism; traditional practices; anaerobiosis
<b>Corresponding Author:</b>	Emma MODESTIN, Ph.D student université des antilles schoelcher, MARTINIQUE
<b>Corresponding Author Secondary Information:</b>	
<b>Corresponding Author's Institution:</b>	université des antilles
<b>Corresponding Author's Secondary Institution:</b>	
<b>First Author:</b>	Emma MODESTIN, Ph.D student
<b>First Author Secondary Information:</b>	
<b>Order of Authors:</b>	Emma MODESTIN, Ph.D student Damien A. Devault Alexandre Baylet Félix Massat Franck Dolique
<b>Order of Authors Secondary Information:</b>	
<b>Funding Information:</b>	
<b>Abstract:</b>	Certain coastal bivalves are harvested in mangrove swamps and in beaches for consumption. In May 2019, 46 specimens of <i>Asaphis deflorata</i> and 54 of <i>Phacoides pectinatus</i> were collected in the south Atlantic coastal zone of Martinique in order to analyze the presence of arsenic species by ICP-MS. The international literature attests to high arsenic concentrations in all samples of clams, ranging from 6.66 to 25.24 mg.kg <sup>-1</sup> (wet weight) in these edible bivalves. Six species of arsenic including arsenite (AsIII), arsenate (AsV), monomethylarsonic acid (MMA), dimethylarsinic acid (DMA), arsenobetaine (AsB) and arsenocholine (AsC) were present.
<b>Suggested Reviewers:</b>	Chiara Copat university of catania ccopat@unicat.it  amina Price University of Canberra amina.price@latrobe.edu.au  Maria Graças A. Kom Universidade Federal da Bahia kom@ufba.br
<b>Opposed Reviewers:</b>	
<b>Additional Information:</b>	
<b>Question</b>	<b>Response</b>

*Powered by Editorial Manager® and Production Manager® from Aris Systems Corporation*

§Are you submitting to a Special Issue?	No
---	----

[Click here to view linked References](#)

1 **Arsenic in edible bivalves in a context of sargassum beaching. A new**  
2 **risk for seafood consumers?**

3 Emma Modestin<sup>1</sup>, Damien A.Devault<sup>2</sup>, Alexandre Baylet<sup>3</sup>, Félix Massat<sup>3</sup>, Franck Dolique<sup>1</sup>

4

5 1: UMR BOREA, BP 7209, 97275 Schœlcher, France (Martinique)

6 2: Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte, Département des  
7 Sciences et Technologies, RN3, BP53, 97660 Dembeni, France (Mayotte)

8 3: La Drôme Laboratoire, 37 avenue de Lautagne – BP118, 26904 Valence Cedex,  
9 France

10

11 \* Corresponding author: [modemari06@gmail.com](mailto:modemari06@gmail.com)

12

13 **Abstract**

14

15 Certain coastal bivalves are harvested in mangrove swamps and in beaches for con-  
16 sumption. In May 2019, 46 specimens of *Asaphis deflorata* and 54 of *Phacooides pec-*  
17 *tinatus* were collected in the south Atlantic coastal zone of Martinique in order to ana-  
18 lyze the presence of arsenic species by ICP-MS. The international literature attests to  
19 high arsenic concentrations in all samples of clams, ranging from 6.66 to 25.24  
20 mg.kg<sup>-1</sup> (wet weight) in these edible bivalves. Six species of arsenic including arsenite  
21 (AsIII), arsenate (AsV), monomethylarsonic acid (MMA), dimethylarsinic acid (DMA),  
22 arsenobetaine (AsB) and arsenocholine (AsC) were present.

23 To our knowledge, this is the first report to present the concentrations of arsenic pol-  
24 lution in the soft body of these two species in the Eastern Caribbean and also the first  
25 study describing sargassum transudation and contaminated edible biota. These re-  
26 sults on bivalves reveal a potential risk for consumers' health since the daily intake  
27 frequently ranged from 1.6 mg.day<sup>-1</sup> to 6 mg. day<sup>-1</sup> for a meal of 240 g of bivalves.

28 As there is little reference data for these two species or on the contamination of sed-  
29 iments, we suppose that the high concentration of arsenic in the bivalves is a conse-  
30 quence of pollution resulting from recent strandings of sargassum.

31

32 **Keywords:** risk assessment, daily intake, sargassum, metabolism, traditional prac-  
33 tices, anaerobiosis.

34

35

# CHAPV-Synthèse, Préconisations et Conclusion:

---

## 1. Les bivalves, ressources alimentaires au cours du temps

De par leur mode de vie sessile, les bivalves font partie des ressources alimentaires côtières les plus facilement accessibles. Ils occupent une place importante dans la subsistance de populations côtières depuis le début de l'histoire de l'humanité et sont l'objet de pêche récréative dans certaines régions du monde. Bien que les moules et les huîtres semblent être les plus connues, ce sont les bivalves qui sont classés par la FAO, dans la catégorie: « palourdes, coques, arches et autres petits bivalves » qui sont numériquement les plus produits et ce sont les *Pectinidae* qui fournissent les plus gros volumes donc qui sont les plus consommés dans le Monde.



En Martinique, la pêche des bivalves a été pratiquée dès les premières occupations de l'île par les populations amérindiennes. A l'époque et au cours des périodes plus tardives, les mollusques côtiers, faciles à prélever, représentaient probablement une source importante de protéines.

L'utilisation de ces ressources malacologiques a évolué au cours du temps. D'après les données bibliographiques et nos résultats, les pêcheries intenses de l'époque amérindienne sont devenues quotidiennes et fortement ou exclusivement féminisées puis ont évolué au cours du temps vers des petites prises accessoires et réalisées par une petite centaine de pêcheurs non déclarés dont en majorité des hommes. Néanmoins, certains pêcheurs déclarent en faire une source régulière de revenus complémentaires.

Le tableau V-1 donne un aperçu sur l'évolution de la composition spécifique des prises de bivalves en Martinique. Au cours du temps les appellations scientifiques ont pu évoluer, contrairement aux noms vernaculaires. Certaines font actuellement l'objet, d'après discussions entre pêcheurs et le client. Ainsi, le terme « kankanfian » est remis en question car il suggère une ressemblance avec le sexe féminin et de surcroît non lavée. Certains pêcheurs proposent « palourde » ou « soudon » pour le remplacer et dans le " guide des coquillages des Antilles", Pointier et Lamy (1998) utilise le terme « Soudon de Martinique » pour désigner *Asaphis deflorata*. Cependant, cette expression est erronée car le véritable soudon de Martinique est historiquement la lucine, *L. pensylvanica*, dont on sait actuellement qu'il s'agirait en réalité d' une sous-espèce présente à la Martinique et baptisée *Lucina roquesana*.

Les petites pêcheries côtières qui étaient plus importantes auparavant se sont poursuivies sous l'effet de la littoralisation et la précarisation (Goiffon, 2003), même si la baisse des ressources a entraîné une chute du nombre des pêcheurs.

**Tableau V- 1 : Quelques espèces de bivalves pêchées au cours du temps en Martinique (d'après la bibliographie)**

Époque précolombienne (Serrand, 2007)	Période "coloniale" (voir auteurs cités chap I)	Période contemporaine (Morice, 1958)	Données actuelles
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	<i>Ostrea rhizophorae</i>	<i>Ostrea rhizophorae</i>	<i>C.rhizophorae</i>
<i>Arca zebra</i> <i>Anadara notabilis</i>	<i>Chamidae</i>	<i>Arca noë</i> <i>Arca imbricata</i>	
<i>Anodontia alba</i>  <i>Anodontia edentula</i>	<i>Lucina pensylvanica</i> <i>Lucina jamaicensis</i> ( <i>L.pectinata</i> )	<i>Lucina jamaicensis</i> <i>Anodontia alba</i> <i>L. pensylvanica</i> <i>Anodontia edentula</i>	<i>P.pectinatus</i> <i>L.roquesana</i> <i>A.alba</i> <i>Codakia orbicularis</i>
<i>Chione paphia</i> <i>Tivela mactroides</i> <i>A.brasiliana</i> <i>Protothaca granulata</i>	<i>Venus cancellata</i> <i>Venus mactroides</i> <i>Venus flexuosa</i>	<i>Venus paphia</i> <i>Chione cancellata</i>	
		<i>Cardium isocardium</i> <i>Cardium muricatum</i> <i>Cardium medium</i>	<i>Trachycardium sp</i>
<i>Asaphis deflorata</i>	<i>Capsa rugosa</i> ( <i>A .deflorata</i> )	<i>Capsa rugosa</i>	<i>A.deflorata</i>
<i>Donax denticulatus</i>	<i>Donax denticulatus</i>	<i>Donax denticulatus</i>	
	<i>Pitar albidus</i> <i>Leukoma subrostrata</i>	<i>Venus lister(chione ?)</i> <i>Venus albida</i> ( <i>P.albidus</i> ) <i>Venus beauii</i>	

En effet, selon les témoignages des pêcheurs, les bivalves sont moins abondants qu'il y a 50 ans et certaines espèces telles que les Lucinidae, *C. orbicularis* et *A. alba* sont devenues rares. Actuellement, les deux espèces de bivalves dont les prises sont significativement importantes sont la palourde *Lucina pectinata* nommée aussi *P. pectinatus* et la Psammobidae, *Asaphis deflorata*.

La première est une *Lucinidae* qui vit dans des sédiments de mangrove, milieu considéré comme étant insalubre (Cormier-Salem, 1994) de part la présence de moustiques et de déchets. La deuxième est un bivalve très facile à récolter, mais moins estimé du fait de la texture granuleuse de sa chair (Berg et Alatalo, 1985).

## 2. La régression des ressources en bivalves

La raréfaction et la quasi-disparition de certaines espèces sont peut-être des indices révélateurs d'une situation de surexploitation, si on tient compte des données de Serrand (2007, 2009) mais l'impact des pollutions anthropiques n'est pas à négliger.

En effet, à partir des années 60, l'industrialisation de l'agriculture a entraîné un développement urbain puis une accentuation de la pression démographique sur les littoraux (Goiffon, 2003). Les pollutions sont engendrées par des rejets d'origine domestiques, agricoles (engrais, pesticides, métaux) (Bouchon *et al*, 2002; Pellerin-massicote, 1991) et industriels (métaux lourds, polluants organiques) (Castaing *et al.*, 1986, Cidolit, 1991; Assor et Julius, 1991). L'anthropisation croissante des littoraux a sans doute entraîné la destruction de certains habitats et l'érosion de la biodiversité.

On pourrait citer la disparition du bivalve *Pinna* sp., très activement exploité dans les années 1940-1945 ou la quasi-disparition de l'huître de palétuvier *Crassostrea mizophorae*, dans les mangroves (Blanchet, 2015). Cette dernière espèce et le soudon sont les espèces les plus estimées actuellement et dont les récoltes sont en voie de disparition. Le soudon, un coquillage historiquement très recherché pour sa chair fine et savoureuse, est probablement devenu rare car, au début de notre étude, il n'était récolté que par cinq pêcheurs et sa vente était confidentielle.

Concernant les autres espèces, Il semble qu'il reste encore en Martinique dans certains lieux de très petits bancs d'*Anomalocardia brasiliana*, de *Donax denticulatus* et de *L. granulata*. Quoique la dernière espèce ait la réputation de gratter la gorge, ces coquillages peuvent être collectés pour confectionner un repas mais ne sont pas suffisamment abondants pour faire l'objet d'une vente.

Par rapport à l'île de la Guadeloupe, les récoltes et les stocks de bivalves sont moins importants. En effet, l'état de la biodiversité des bivalves dépend des interactions entre la génétique, l'environnement naturel et les pressions humaines.

Dans plusieurs régions du monde, certaines zones côtières sont des centres de pêcheries importantes de bivalves, mais sont aussi exploitées par des activités industrielles ou reçoivent des effluents pollués issus des bassins versants. Les bivalves de ces zones sont en général contaminés. Quelques exemples sont donnés ci-dessous:

Ragi *et al.* (2017) ont déterminé les concentrations de métaux dans des bivalves prélevés dans les principales zones de pêche dans le sud de l'Inde. L'estuaire de Ashtamudi à Kerala reçoit des effluents industriels pollués non traités et les rejets des activités agricoles (Sujatha *et al.*, 2009 ; Sreekanth *et al.*, 2015), pourtant c'est un lieu de pêcheries qui produit environ 90 % des bivalves exportés d'Inde (Ragi *et al.*, 2017). Selon ces auteurs, parmi les métaux mesurés, seules les valeurs du Mm dépassaient la limite de référence (100 mg.kg<sup>-1</sup>pf) proposée par la FAO/WHO. (1993).

Au Brésil, les bivalves sont une source de nutriments importante pour la subsistance des populations côtières (Lino *et al.*, 2016). La baie de Sepetiba est une zone strictement industrielle dans laquelle, en plus des dragages des boues portuaires, plusieurs industries rejettent des substances toxiques dont des métaux lourds (SEMA, 1998). Cette zone fournit environ 3 % du total des produits de la pêche commercialisés dans l'état de Rio de Janeiro (FIPERJ, 1998). Dans cette baie, les bivalves collectés étaient contaminés par des métaux (Fe, Cu, Ni, Cd et Mn) mais seuls le Cu et Cr dépassaient les limites admissibles fixées par la législation brésilienne (Lino *et al.*, 2016).

Le golfe de Paria est situé entre le Venezuela et Trinidad. C'est une zone importante de pêcheries de poissons, coquillages et crabes. La moule *P. viridis* et les huîtres (*Crassostrea* spp.) sont couramment consommés et commercialisés (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005). Selon ces auteurs, cette zone reçoit des effluents agricoles et industriels (industries pétrolières, extraction de fer, sidérurgie, fabrication de fertilisants) . Les sédiments côtiers sont contaminés par des polluants métalliques liés à ces industries (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005; Hall et Chang-Yen, 1986, Mohammed *et al.*, 2001). Dans plusieurs sites du golfe de Paria, dans la chair des huîtres, le Cu et le Zn dépassaient la limite autorisée (Cu = 20  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{pf}$ ; Zn = 50  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{pf}$ ) pour la consommation humaine (Rojas de Astudillo *et al.*, 2005).

En comparaison à ces régions du monde, en Martinique, les ressources côtières en bivalves étaient probablement moins exposées à des polluants métalliques avant la présence des amas de sargasses. Des quantités de plus en plus importantes de ces algues, exprimées en millions de tonnes dérivent périodiquement vers les côtes, entraînant de graves impacts sur l'environnement et la santé humaine.

L'évaluation complète, réalisée le 27 septembre 2014, en Martinique lors d'un levé aéroporté, avait conclu à une quantité totale de 34 000 mètres cubes de sargasses flottantes fraîches contiguës au rivage. Ces macrophytes s'entassaient sur le rivage puis meurent en produisant du sulfure d'hydrogène, des transsudations colloïdales et en réduisant le dioxygène dans l'eau (Perry *et al.*, 2018).

Ces phénomènes s'accompagnent cependant d'une autre menace, plus insidieuse. De par leur forte capacité de bioaccumulation et d'adsorption de grande variété de métaux, ces algues sont des sources de contaminations potentiellement importantes pour les réseaux trophiques des milieux côtiers. Le Fbc (facteur de bioconcentration) des algues pour l'arsenic se situe entre 1000-50000 fois par rapport à l'eau de mer (Francesconi et Edmonds, 1993).

Michel (1985), Muse *et al.* (1989), Pell *et al.* (2013) et Devault *et al.* (2019) ont souligné que la teneur en arsenic des sargasses était préoccupante car l'arsenic est un métalloïde connu pour sa toxicité. Jusqu'à présent, la concentration d'arsenic dans les milieux géochimiques des îles des Caraïbes est connue pour être assez faible.

Des études antérieures ont mis en évidence que les concentrations moyennes d'As enregistrées pour les Sargasses holopélagiques allaient de 80 mg.kg<sup>-1</sup> à 140 mg.kg<sup>-1</sup> de l'algue (Michel, 1985; Devault *et al.*, 2019).

L'As inorganique est classé cancérigène de classe 1 et certaines de ses formes organiques (MMAIII, DMAIII, thioarsénicaux) sont très toxiques. Ce métalloïde est naturellement présent dans la croûte terrestre, mais sa présence dans le milieu marin peut également résulter d'activités humaines (Walsh, 1979; Cullen et Reimer, 1989; Ravenscroft *et al.*, 2011; Naujokas *et al.*, 2013; Jiang *et al.*, 2013).

Comme nous l'avons vu dans le Chapitre III, dans les compartiments marins, à savoir l'eau de mer (Edmonds et Francesconi, 1993, Borak, 2007) et les sédiments ainsi que dans les phanérogames, les algues sargasses et les bactéries, l'As est présent majoritairement sous forme de traces d'arsenic inorganique.

Dans les algues, généralement ce sont des arsénoglucides (Price *et al.* 2012) qui dominent en proportion, tandis que chez les animaux, c'est l'arsénobétaine (Hanaoka *et al.*, 1988; Ballin *et al.*, 1994; Francesconi et Edmonds, 1998; Francesconi *et al.* 1998; Francesconi et Kuehnelt, 2002; Reimer *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2018).

Tous les êtres vivants ont la capacité d'absorber et de bioaccumuler des éléments minéraux dits essentiels pour leurs besoins physiologiques. Cependant des éléments comme l'As, qui n'ont pas de fonctions biologiques connues dans l'organisme, peuvent y pénétrer grâce à leurs similitudes chimiques avec d'autres éléments essentiels. L'arséniate (AsV) pénètre dans les cellules d'algues grâce à son analogie structurale avec le phosphate (P) selon plusieurs auteurs (Phillips, 1990; Farias *et al.*, 2007). L'entrée de l'AsV dans les cellules d'algues constituerait une voie importante de son transfert au sein des réseaux trophiques.

Les bivalves sont des animaux particulièrement exposés à des polluants car leur mode de nutrition consiste à puiser leurs nutriments dans des volumes importants d'eau qu'ils font circuler dans leur cavité palléale (voir Chapitre III). Ces mollusques sont réputés pour leur capacité de bioconcentration de métaux lourds (Bebianno et Machado, 1997; Régoli et Orlando, 1994; His et Beiras, 1995) et, des éléments dont l'As, l'Al, le Zn, le B et Fe ont été retrouvés en quantité assez importantes dans les deux bivalves, *A. deflorata* et *P. pectinatus*. Cependant, d'après nos résultats, l'exposition aux métaux lors de la consommation de ces bivalves locaux est principalement liée à la présence d'As. À partir de diverses sources alimentaires (microorganismes, particules minérales et organiques) ou par transports directs à travers les membranes cellulaires, les bivalves bioaccumulent de l'arsenic, en majorité sous une forme peu toxique, l'arsénobétaïne.

Les fruits de mer contiennent généralement 3 à 15  $\mu\text{g d'As g}^{-1}\text{pf}$  (Copat *et al.*, 2018; Conti *et al.*, 2012; Sirot *et al.*, 2009; FSA, 2005; Julshamm *et al.*, 2004).

Les concentrations trouvées pour nos bivalves (jusqu'à 25,2  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  pf ou 112  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ps chez *A. deflorata*) sont plus importantes également par rapport aux données de la littérature. Il y a sans doute un lien avec le contexte d'échouements de *Sargassum*.

Avant les échouements, les concentrations mesurées dans la chair des organismes des eaux côtières de Martinique étaient relativement faibles et, pour l'As total, la plus haute ayant été mesurée chez la langouste (108  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ps) selon Bertrand *et al.* (2009). Dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus*, la concentration médiane d'As total était 48  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ps et donc environ 50 fois supérieure à celle mesurée dans la chair de poisson, qui a une concentration médiane de 0,92  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ps (Bertrand *et al.*, 2009). Eu égard à leur teneur en As, selon ces auteurs, la consommation de ces produits de la mer ne présentait aucun risque pour la santé des consommateurs. Ce n'est plus forcément le cas depuis les échouages de sargasses.

Cependant, l'absence de données sur l'exposition générale à l'arsenic ne permet pas de préciser l'envergure des risques pour la santé. En France, selon l'étude CALYPSO (2006), seuls les forts consommateurs de produits de la mer s'exposent à des doses de polluants légèrement supérieures aux seuils recommandés, alors qu'en Martinique, la consommation de ces bivalves locaux peut apporter 0,31-1,46  $\mu\text{g}$  d'AsT.kg<sup>-1</sup>pc par jour. L'étude de Falcoä *et al.* (2006) montre qu'en Espagne, le plus grand producteur de moules d'Europe, la consommation de bivalves est plus importante et procure davantage d'AsT (1,5-2,33  $\mu\text{g}$ . d'AsT kg<sup>-1</sup>pc par jour).



### 3. L'exposition des populations à l'arsenic par voie alimentaire risque d'augmenter

Contrairement à l'île de la Guadeloupe, où les bivalves sont aussi cuisinés selon plusieurs modalités, il n'y a actuellement aucun plat traditionnel à base de bivalves en Martinique. Quand les bivalves sont de grandes tailles, ils sont généralement cuits rapidement au four, sinon ils sont cuits en bouillon (soupe, sauce) ou simplement consommés crus (voir le Chapitre IV). En Guadeloupe, le très petit bivalve ( $\approx 2$  cm) *D. denticulata* est nommé « chaubette » et est consacré lors d'une fête qui se déroule en juillet. Au cours de cette manifestation, la chaubette est cuisinée avec du riz, en tarte, en beignet (accras) et en soupe. En Martinique, les fruits de mer qui pourraient avoir une place équivalente à celle de la chaubette seraient le lambi ou le crabe. Ils sont cuisinés tous deux en fricassée ("fricassée de lambi" ou "matoutou de crabe") et sont consommés avec du riz. Ce dernier aliment étant l'un des plus riches en As inorganique, il faudrait tenir compte en général du régime alimentaire des Martiniquais et du mode de préparation pour estimer les risques réels encourus.

Le riz, les poissons et les fruits de mer, pourvoyeurs possibles d'As, sont des aliments fréquemment consommés dans ces deux îles. Le riz peut être consommé plusieurs fois par semaine, tandis que les bivalves locaux sont surtout consommés par des pêcheurs et par quelques habitués. La fréquence des repas dépend de l'activité de pêche et peut varier d'une fois par mois à plusieurs fois par semaine. Bien que la chair d'*A. deflorata* procure au consommateur davantage d'As total, c'est celle de *P. pectinatus* qui est plus riche en arsenic toxique (Asi + formes méthylées toxiques).

Ce dernier bivalve étant une *Lucinidae*, il est adapté aux milieux hypoxiques et riches en sulfures. Sa chair peut potentiellement, plus facilement s'enrichir en thioarsénicaux en présence d'As car elle abrite des micro-organismes qui métabolisent les sulfures (voir Chapitres II et III).

Dans les thioarsénicaux, l'atome de S est incorporé à la place de celui d'O (Fricke *et al.*, 2004; Schmeisser *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2015). L'arsenic ayant une assez forte affinité pour le soufre (Pétursdóttir, 2010), ses composés thiolés se forment naturellement dans l'environnement en présence de composés sulfurés tels que H<sub>2</sub>S et d'un pH relativement faible (Fricke *et al.*, 2005). Certains de ces composés sont hautement toxiques (Kim *et al.*, 2016; Naranmandura *et al.*, 2008). Par exemple, le DMMTAV (l'acide diméthylmonothioarsinique) est environ 7 fois plus toxique sur les cellules de la vessie humaine que l'arsénite d'après les travaux de Naranmandura *et al.* (2009) et les thioDMA 10 fois plus toxiques que DMA sur les cellules du carcinome hépatique humain (Raml *et al.*, 2006).

Selon Kim *et al.* (2016), la thiolation du DMAV interviendrait dans les environnements riches en sulfures, en fer ferrique et à pH acide. En général, les thioarsénicaux se forment dans ce type d'environnement mais leur formation a aussi été mise en évidence lors du métabolisme de l'As inorganique chez certains organismes vivants (Wang *et al.*, 2015). Ainsi ces composés (DMMATV, MMMTAV) ont été retrouvés dans l'urine de certains mammifères fortement exposés à l'arsenic (Hansen *et al.*, 2004; Raml *et al.*, 2006; Naranmandura *et al.*, 2007, 2011).

En Martinique, la contamination des bivalves est importante car ils apportent environ **14 fois la quantité d'As total réglementaire** lors d'un repas habituel. Puisque cette consommation est localisée, le risque de contamination par ces bivalves ne concerne qu'une petite proportion de la population. Cependant il est important car le régime alimentaire traditionnel accorde une place importante au riz et aux produits de la mer.

Aussi, un repas de plus de 60 g de bivalves *Asaphis deflorata* ou de *Phacoide pectinatus* n'est pas conseillé tous les jours. La majorité de cet arsenic (67 à 91,7 % selon le bivalve) est cependant sous forme d'arsenic très peu toxique, l'arsenobétaïne, et si on ne tient compte que des VTR établies uniquement pour l'AsT, on peut considérer que les consommateurs encourent peu de risques si la consommation n'est qu'occasionnelle. (voir le cas AsT-AsB dans le Chapitre IV).

La question de la validité de ces valeurs de référence se pose quand même, sachant que la spéciation et les concentrations des différentes formes d'As peuvent varier notamment dans le contexte actuel d'apports d'Asi en grande quantité lors des échouements de sargasses. En effet, en présence d'une forte quantité d'Asi dans le milieu et de conditions hypoxiques, la spéciation de l'arsenic tend vers une augmentation des formes inorganiques et organiques simples (MMA et DMA) notamment trivalentes au détriment de la formation d'AsB moins toxiques (voir Chapitre IV).

## 4. Le cas d'une contamination importante des bivalves par l'arsenic rejeté par les sargasses

L'ingestion d'arsenic qui constitue un risque supplémentaire pour la santé d'une population pourrait s'accroître dans le futur avec des apports d'arsenic importants liés aux échouements de sargasses pélagiques.

Pour simuler l'exposition d'un consommateur dans le cas d'une contamination plus importante en arsenic en liaison avec ces apports croissants de sargasses, nous avons choisi l'espèce *A. deflorata* et utilisé les données expérimentales d'une étude réalisée par Zhang *et al.* (2019) sur une autre Psammobiidae, *A. violascens* Forsskål, 1775. Cette espèce étant très proche d'*A. deflorata* (Willan, 1993), elles avaient été auparavant considérées conspécifiques par Abbott (1950).

Zhang *et al.* (2019) avaient observé une augmentation de la teneur en AsT ainsi qu'une modification de la concentration des espèces chimiques dans la chair de bivalves (*A. violascens*) exposées à des concentrations d'arsenic inorganique croissante (1, 3, 10 et 20 mg.l<sup>-1</sup>). A partir des résultats de ces auteurs, nous avons testé les trois hypothèses suivantes pour simuler l'évolution de la concentration et de la spéciation d'*A. deflorata*;

H1: Les bivalves sont exposés dans leur milieu à de fortes concentrations d'arsenic inorganique (10 mg.l<sup>-1</sup>) et ont accumulé 120 µg.g<sup>-1</sup> d'arsenic dont 50 % de l'arsenic sous forme d'Asi. Puis nous avons calculé les quotients de risques encourus pour l'Asi et comparé avec la situation actuelle (S.A) (voir fig.V-1).

H2: Mêmes conditions de milieu mais du fait de leur métabolisme, 85 % de l'arsenic des bivalves est sous forme de Asi+MMA+DMA. Le reste étant principalement de l'AsB. Puis nous avons calculé les quotients de risques encourus pour l'arsenic hautement toxique et comparé avec la situation actuelle (voir fig.V-2).

Comme nous pouvons le constater, ces quotients de danger augmentent avec les portions et sont tous supérieurs à 1 dans toutes les conditions testées d'environnement riches en arsenic inorganique (10 mg.l<sup>-1</sup>). Si le ratio: (Asi+MMA+DMA /AsT) passait de 8,4 % (S.A) à 85 % (H2) dans la chair du bivalve, une portion de 240 g de bivalves fournirait une dose d'arsenic toxique 22,7 fois plus grande que la valeur recommandée dans cette étude pour une personne de 60 kg.

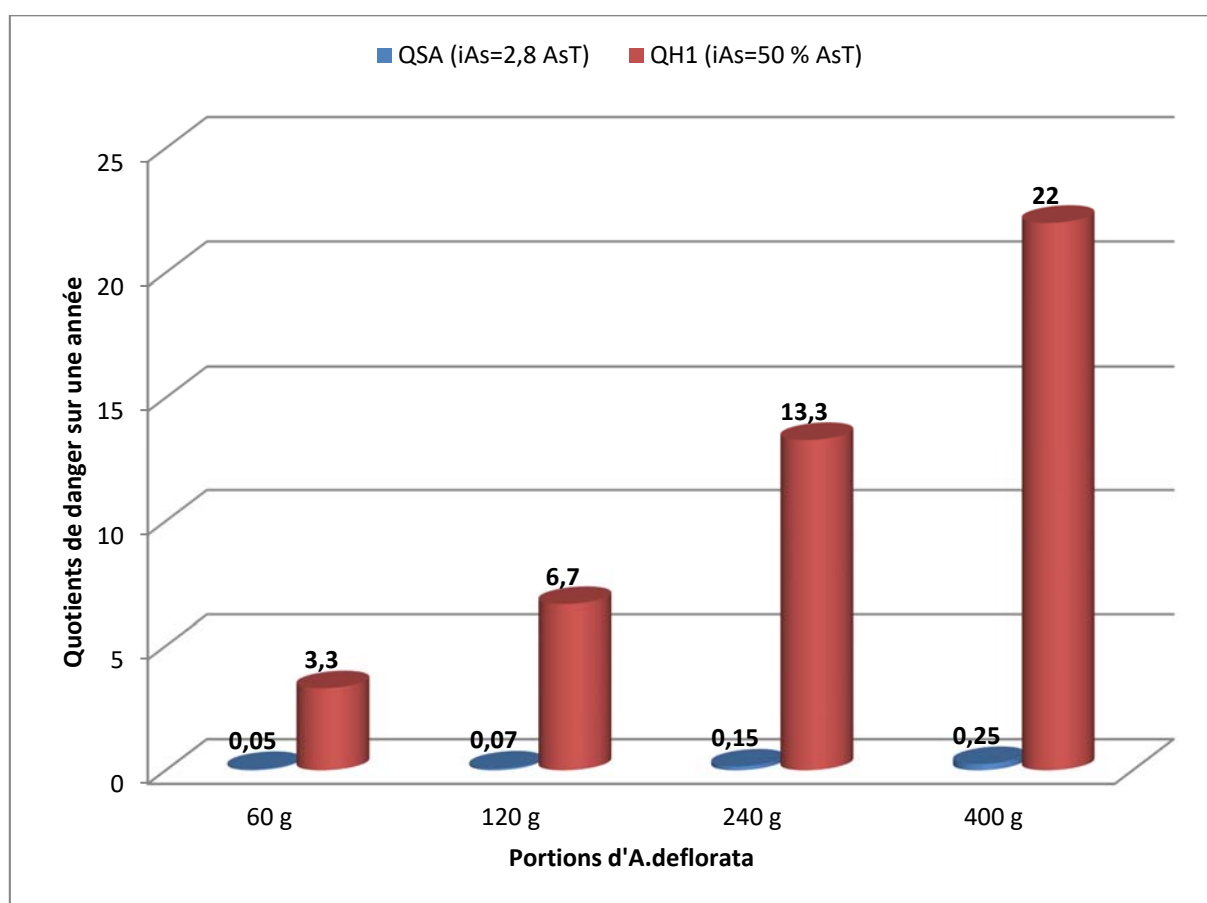


Figure V- 1 : Risques moyens encourus liés à l'arsenic inorganique par un consommateur de 60 kg selon différentes conditions de milieu (H1 : AsIII dans l'eau = 10 mg.l<sup>-1</sup>). QS.A : quotient en conditions actuelles (AsT bivalve = 17.3 µg.g<sup>-1</sup>); QDH1 : quotient (AsT bivalve =120 µg.g<sup>-1</sup>) sur la base de 6 repas par an.

Dans une autre étude faite en Martinique, une concentration d'Asi de 1 mg.l<sup>-1</sup> avait été mesurée dans l'eau interstitielle d'un pseudo-sol formé par *Sargassum* sp. (Devault *et al.*, 2020) sur une plage occupée par une population d'*A. deflorata*.

En extrapolant les données de Zhang *et al.*(2019), en présence d'une telle concentration d'Asi dans le milieu, la concentration d'AsT dans la chair du bivalve serait multipliée par deux (31,8 ± 4,2 mg.kg<sup>-1</sup>pf) et la distribution des différentes espèces d'arsenic dans la chair du bivalve serait probablement : DMA: 2 % - 30 %; MMA: 0.4-1,2 %; AsB: 62-72 % et Asi:2-10 %. Le fait que ce schéma de spéciation ne soit actuellement présent dans aucun des bivalves de mon étude ne signifie pas qu'il n'ait pas été réalisé.

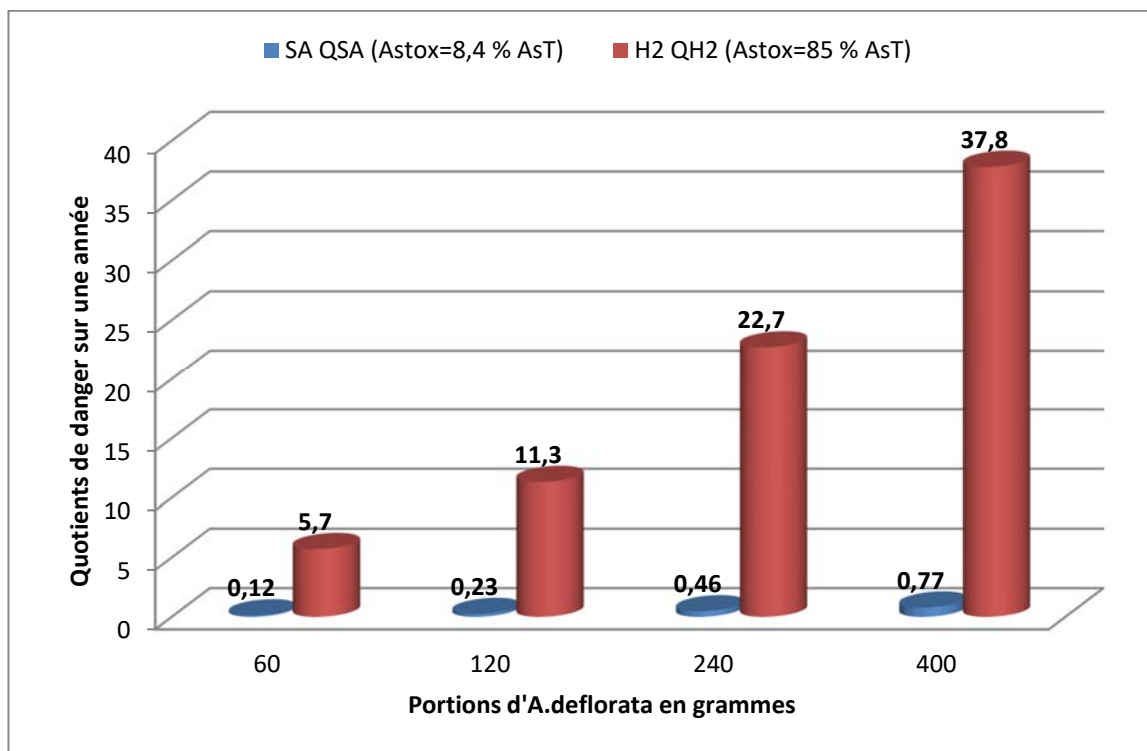


Figure V- 2 : Risques moyens encourus liés à l'arsenic toxique (Astox : iAs+MMA+DMA) par un consommateur de 60 kg selon différentes conditions de milieu.(H2 : AsIII eau = 10mg.l<sup>-1</sup>). QS.A : quotient en conditions actuelles; (AsT bivalve = 17,3 µg.g<sup>-1</sup>); QDH2; quotient en H2 (AsT bivalve = 120 µg.g<sup>-1</sup>) sur la base de 6 repas par an..

Cependant, dans le cadre de cette thèse des apports d'arsenic plus importants, ont été supposé dans le cas où les échouements de sargasses continueraient à s'intensifier.

Pour l'hypothèse H1, la valeur de  $120 \text{ mg.kg}^{-1}$  d'AsT a été choisie, car, comme l'indiquent les résultats de Zhang *et al.* (2019), au-dessus d'une concentration d'arsenic total dans ses tissus, située entre 100 et  $130 \text{ mg.kg}^{-1}$ pf, dont 50 % sous forme inorganique, le bivalve *A. violascens* meurt.

Le choix de l'hypothèse H1 se justifie aussi par le fait que dans des environnements pollués, plusieurs auteurs ont signalé chez des bivalves, des concentrations élevées en arsenic (Liu *et al.*, 2007) avec une forte proportion ( $> 40 \%$ ) de formes inorganiques (Koch *et al.*, 2007; Whaley-Martin *et al.* 2012). Zhang *et al.* (2019) (et autres auteurs cités par eux) ont montré que chez les bivalves, l'absorption d'arsenic augmentait avec la dose d'exposition, jusqu'à un certain seuil. Ce constat a été fait pour d'autres organismes vivants (Whaley-Martin *et al.*, 2012; Riedel and Valette-Silver, 2002; Henry, 2003, cité par Rahman *et al.*, 2012; Styblo *et al.*, 2000; Koch *et al.*, 2007).

Selon Zhang *et al.* (2019), l'accumulation de l'AsI dans les tissus d'un bivalve serait due à la réduction des capacités de méthylation induite par la saturation des enzymes impliquées. D'après les données expérimentales de ces auteurs, cette saturation semble intervenir chez *A. violascens* entre 1 et  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  d'AsIII dans le milieu extérieur. Chez les cellules de souris et d'humain, l'entrée d'une quantité importante d'AsI inhibe l'activité des méthyltransférases et entraîne ainsi l'accumulation d'AsIII et de MMA dans la cellule (Styblo *et al.*, 2000) et par conséquent, le DMA ayant tendance à être excrété chez les Mammifères, les ratios MMA/AsT deviennent supérieurs aux ratios DMA/AsT. Chez les bivalves, la présence de ratios importants d'Astox peut être la signature d'une entrée récente d'une forte quantité d'AsI mais aussi du DMA dans les cellules mais à une autre échelle puisque le DMA n'étant pas facilement excrété c'est lui qui s'accumule au détriment de l'AsB.

En outre pour les bivalves benthiques, Zhang et al.,2021 ont mis en évidence dans les sédiments, une plus grande biodisponibilité du DMA que des formes inorganiques. Ce qui contribuerait à augmenter sa bioaccumulation.

Chez les bivalves ,dans un premier temps, en présence d'une forte quantité d'Asi, l'organisme poursuit la conversion de l'Asi en MMA puis en DMA mais ne fabrique plus AsB. Parallèlement, la quantité d'Asi s'accumule progressivement notamment la forme trivalente plus biodisponible (Gailer *et al.*, 1995; Zhang *et al.*, 2019) et généré par la forme pentavalente. La mort des bivalves provoquée par l'accumulation de l'Asi interviendrait à des concentrations d'Asi dans le milieu situées entre 3 et 10 mg.l<sup>-1</sup>, selon les conditions expérimentales réalisées par Zhang *et al.* (2019).

Cependant, chez *A. deflorata* et chez *P. pectinatus*, le ratio MMA/AsT est, respectivement égal à 4,33 % et 26,6 %. Ces ratios sont supérieurs de 6 à 14 fois à leur ratio de DMA/AsT. Il y a donc accumulation de MMA avec des valeurs très dispersées autour de la moyenne, indiquant des teneurs très variables d'un échantillon à l'autre. Les quantités de MMA de nos bivalves semblent peu communes par rapport aux faibles valeurs donnés par la littérature car plusieurs auteurs ont reporté des ratios de MMA généralement plus faibles que ceux de DMA chez les bivalves (par ex. Lai *et al.*, 2004; Fattorini *et al.* ,2013; Maher *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019 et les auteurs cités par eux). Ce qui peut se comprendre facilement puisque le MMA est converti normalement rapidement en DMA tandis que ce dernier serait facilement bioconcentré dans la chair des bivalves exposés.

Afin d'expliquer cette présence importante de MMA chez *A. deflorata* et surtout chez *P.pectinatus*, la présence possible d'un composé thiolé tel que le monomethylthioarsonate (MMATV) dans les tissus des bivalves serait à vérifier.

Pour les raisons suivantes, on pourrait conclure que la décomposition des sargasses favorise la formation de thioarsénicaux dans le milieu de vie des bivalves:

Dans un premier temps, dans les sédiments côtiers des zones intertidales (Fenchel, 1998), dans lesquels des quantités importantes de matières organiques se décomposent, il y a eutrophisation par apport excessif de nutriments puis des micro-organismes photosynthétiques tels que des cyanobactéries (Meyer-Reil and Köster, 2000) ainsi que d'autres procaryotes se développent (Hasegawa *et al.*, 2009).



Dans un second temps, les activités métaboliques des procaryotes hétérotrophes qui, en aérobiose puis en anaérobiose, minéraliseraient (par respiration) ou dégraderaient (par fermentation) (Bertrand *et al.*, 2011) les débris d'algues produits par l'activité des détritivores et par dessiccation seraient favorisées. Ainsi des polymères ou des monomères tels que des organoarsénicaux pourraient devenir accessibles à la dégradation (Kaise *et al.* 1985 ; Reimer et Thompson, 1988; Cullen et Reimer, 1989; Hanaoka *et al.*, 1995). Par exemple les arsénoribosides seraient facilement dégradés. Selon Price *et al.*, 2012 ,les arsénoribosides issus des débris d'algues sont dégradés en DMA

Par ailleurs, la décomposition anaérobie des algues échouées produit des sulfures (Foster et Maher, 2010) et un pH faible (Foster *et al.*, 2006; Conklin *et al.*, 2008). Ce serait aussi le cas pour les amas de sargasses. En effet, la multiplication de micro-organismes sulfato-réducteurs en milieu hypoxique ou anoxique, réduit des composés sulfatés en libérant de l'hydrogène sulfuré (H<sub>2</sub>S) (Bertrand *et al.*, 2011). En général, on estime qu'en milieu marin, jusqu'à 50 % du carbone organique est minéralisé par sulfato-réduction en anaérobiose avec une production de sulfures (Bertrand *et al.*, 2011). Lors de la dégradation des sargasses la formation d'H<sub>2</sub>S est bien effective et importante.

Dans un troisième temps, l'absorption de l'arsenic inorganique par les micro-algues, puis sa métabolisation (Edmonds et Francesconi 1987; Francesconi et Edmonds, 1993 ; Karadjova *et al.*, 2008) et son excrétion dans le milieu sous forme de MMA et DMA (Andreae, 1979; Sanders et Riedel, 1993) seraient plus importantes.

Une corrélation a été observée expérimentalement entre la production de méthylarsénicaux et l'activité photosynthétique ou la densité du phytoplancton (Andreae, 1979; Riedel, 1993).

Enfin, dans un quatrième temps, l'abondance conjointe de composés sulfurés tels que H<sub>2</sub>S et l'arsenic aurait pour conséquence la formation de thioarsénicaux en plus grande quantité. Même si les conditions anaérobiques favorisent la formation de thioarsénicaux (Kubachka *et al.*, 2009; Chen et Rosen, 2016) grâce à la production de H<sub>2</sub>S par les micro-organismes sulfato-réducteurs (Dc.Rubin *et al.*, 2014), la conversion des oxyarsénicaux en thioarsénicaux peut se faire en aérobie.

En effet, selon Chen et Rosen (2016), la bactérie *Shewanella putrefaciens* peut fabriquer en aérobie de l'hydrogène sulfuré et convertir les formes pentavalentes méthylées, telles que le MMA en monométhylthioarsénate (MMTAV). Expérimentalement, Conklin *et al.* (2008) ont montré à pH 8 une conversion de 40 % du MMA en MMTA, ainsi qu'une conversion possible aussi à un pH compris entre 3 et 7.

Par conséquent, en présence d'une forte quantité d'AsI dans l'organisme bivalve, le MMA s'y accumule d'autant plus qu'il était présent en grande quantité dans son environnement mais une fois absorbé, il n'est plus métabolisé en DMA (inhibition des méthyltransférases liées) tandis que par ailleurs, toutes les autres formes organiques peuvent être déméthylées en MMA. En outre, une partie de ce MMA mesuré peut-être sous forme de MMAT, en partie grâce à une thiolation réalisable par certains symbiotes gastro-intestinaux (Foster *et al.*, 2006; Richards *et al.*, 2008).

Ce phénomène serait plus important chez *P. pectinatus* car cette espèce est grâce à la présence de bactéries sulfo-oxydantes (Frenkiel *et al.*, 1996; Liberge *et al.*, 2001) adaptée à la survie dans les boues hypoxiques et riches en sulfures de marais de mangroves. Ces endosymbiotes utilisent l'hydrogène sulfuré ou autres composés soufrés comme donneurs d'électrons pour fixer le dioxyde de carbone (Bertrand *et al.*, 2011). Puisque ces symbioses peuvent aussi fabriquer de l'hydrogène sulfuré (Arndt *et al.*, 2001) ou stocker des sulfures dans les branchies du bivalve (Liberge *et al.*, 2001; Lechaire *et al.*, 2006) en présence d'arsenic toutes les conditions seraient réunies pour faciliter la formation de fortes quantités de thioarsénicaux, probablement sous forme de MMAT (monométhylthioarsonique) dans le milieu de vie de la *Lucinidae*.

Un processus de déméthylation (Sanders, 1979; Cullen *et al.*, 1989) pourrait aussi intervenir pour générer du MMA. Certains auteurs ont montré que de même que ceux qui vivent dans les sédiments (Hanaoka *et al.*, 1990), des micro-organismes hébergés par des bivalves pouvaient dégrader l'AsB (Hanaoka *et al.*, 1995; Hanaoka et Kaise, 1999) en TMAO (Kaise *et al.*, 1998) puis progressivement en MMA (Jenkins *et al.*, 2003).

Cette déméthylation de toutes les formes méthylées en formes moins méthylées, a été mise en évidence expérimentalement par Hanaoka *et al.* (1990) en présence de micro-organismes du sédiment placés en anaérobiose.

En revanche, selon cet auteur, en aérobie l'AsB est la seule forme méthylée rapidement dégradée, et cela en plusieurs métabolites. Dans l'organisme du bivalve, cette biodégradation de l'AsB est sans doute lente puisque sa concentration absolue diminue peu chez *A. violascens*, d'après les études de Zhang (2019). Dans les eaux anaérobiques, la réduction de l'arséniate entraîne une plus grande abondance de l'arsénite (Peterson et Carpenter, 1983; Masscheleyn *et al.*, 1991; Maher *et al.*, 2013). Etant donné que cette forme est plus biodisponible que l'arséniate (Zhang *et al.*, 2019), elle pénètre facilement dans la cellule et s'y accumule jusqu'à la saturation des systèmes enzymatiques de méthylation

L'identification de MMAT dans la chair des bivalves serait souhaitable lors d'une étude ultérieure. Sa présence en quantité notable dans les deux bivalves serait cohérente avec les ressemblances de spéciation entre les espèces entre-elles et avec les différences observées dans les données de la littérature. Cela pourrait, de surcroît, permettre de confirmer l'hypothèse de l'inhibition des méthyltransférases par l'entrée importante d'arsenic dans les organismes bivalves.

Lors de l'ingestion de bivalves locaux dans les conditions actuelles (S.A), les limites anciennement recommandées sont dépassées à partir de 120 g de bivalves pour l'AsT (fig.V-1).

Par contre, dans l'hypothèse d'une accumulation d'arsenic liée à un apport important d'Asi dans le milieu de vie du bivalve, aucune de ces portions ne seraient conseillées à un individu de 60 kg de poids corporel. Avec des bivalves ayant un ratio Asi/AsT de 50 (l'hypothèse H1), l'exposition à l'Asi augmenterait 12 fois en passant de 1,2 à 14,4 mg.kg<sup>-1</sup>pour un repas, soit une dose maximale égale à environ 0,24 mg.kg<sup>-1</sup>pc, mais resterait inférieure à la dose létale, qui est selon Opresko (1992) de 0,6 mg.kg<sup>-1</sup>pc.j<sup>-1</sup>, et à celle qui correspond à l'intoxication aiguë (0,3 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>).

Dans le cas d'une consommation de bivalves dont la chair contiendrait 85 % d'arsenic hautement toxique (H<sub>2</sub>), la dose ingérée d'arsenic très toxique s'élèverait jusqu'à 37,8 fois de la dose journalière admissible et le risque d'apparition d'effets toxiques chroniques liés à l'arsenic inorganique et aux formes méthylées simples seraient multipliés par 11 (dont environ 1 pour Asi). Ce qui est problématique, au vu de la haute toxicité des espèces trivalentes. Les composés organiques tels que l'acide méthylarsonique (MMAIII) et l'acide diméthylarsinique (DMAIII) sont à la fois cytotoxiques (Hou *et al.*, 2013) et génotoxiques (Petrick *et al.*, 2000 ; Styblo *et al.*, 2000) pour les cellules humaines entre autres. En plus des effets cancérogènes connus de l'Asi, la santé des consommateurs serait menacée. Dans les deux cas, il n'y aurait pas d'intoxication aiguë, mais il n'est pas impossible qu'un pêcheur qui n'a pas écoulé toute sa marchandise fasse deux repas par jour.

Dans le contexte des échouements de sargasses, les bivalves seront donc, à la fois exposés à des conditions réductrices et anoxiques, à de fortes quantités de sulfures et à de l'arsenic majoritairement inorganique. Tous ces facteurs sont propices à la formation de thioarsénicaux. D'ailleurs, l'explication de la présence inhabituelle au vu de la littérature, de ratios importants de monométhylarsenate (MMA) chez ces deux bivalves récoltés pourrait confirmer l'hypothèse de la formation des thioarsénicaux.

Bien que regrettant de ne pas avoir de mesures de références pour ces bivalves en Martinique, on peut supposer que l'apport de sargasses fortement contaminés en arsenic augmente la contamination des bivalves. Des analyses complémentaires sont nécessaires pour confirmer un lien entre l'arsenic dans les sargasses avec l'arsenic dans les bivalves. En attendant, des mesures concernant les normes et les habitudes alimentaires peuvent être prises.

## **5. La diminution des risques de contamination par les habitudes alimentaires.**

La consommation de poissons peut-être une source d'arsenic, même si seulement 2 % est sous forme d'arsenic inorganique. Aussi est-il nécessaire de réfléchir sur les modalités de préparation permettant de réduire l'exposition globale à l'arsenic par voie alimentaire.

- **Les modalités de préparation des fruits de mer**

En général, la consommation de fruits de mer est une source importante de métaux (Liao *et al.*, 2020), en particulier de Fe et de Zn, puis dans l'ordre décroissant de Cr, de Cu et de Ni (Kalogeropoulos *et al.*, 2012). La question de la réduction de la quantité d'arsenic de la cuisson des aliments a été étudiée.

Selon Dahl *et al.* (2010), la congélation de *M. edulis* ne modifie pas le contenu en arsenic de sa chair. Cet auteur a mesuré chez *M. edulis* après décongélation, la même concentration et la même spéciation de l'arsenic dans la chair et dans son liquide de décongélation qu'avant la congélation.

Le mode de cuisson a une incidence sur la concentration en métaux des fruits de mer. Selon le type de préparation des aliments, les concentrations en métaux peuvent augmenter ou diminuer (Atta *et al.*, 1997; Schmidt *et al.* 2015; Praveena et Omar 2017; Houlbrèque *et al.*, 2011; Hajeb *et al.*, 2014). Pour Domingo (2010), les concentrations peuvent augmenter ou diminuer, non seulement selon le mode de cuisson, mais aussi selon le type d'aliments. Les concentrations des métaux dans ces aliments frits ou grillés sont plus grandes que lorsqu'ils sont crus (Kalogeropoulos *et al.*, 2012) puisqu'il y a une perte en eau.

Le même constat a été fait pour l'arsenic. Ce contaminant peut varier en quantité et en qualité dans un aliment (Devesa *et al.*, 2011a) et l'évaporation de l'eau pendant la cuisson pourrait augmenter sa concentration. En effet, d'après Devesa *et al.* (2011b), dans le liquide de cuisson des bivalves, on retrouve, par solubilisation, de l'AsB et des traces de DMA tandis que la concentration d'AsT et d'iAs augmentent significativement dans la chair après la cuisson (Devesa *et al.*, 2011b). Ces auteurs ont mesuré une augmentation moyenne de la concentration d'iAs de 0,062  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{pf}$  après la cuisson, probablement à cause de la perte totale de poids des bivalves.

La déméthylation de l'arsenic organique en est aussi la cause selon Liao *et al.* (2018). Pourtant, la consommation de coquillages crus ou peu cuits n'est pas recommandée du fait de la présence d'organismes pathogènes et de saxitoxine (ANSES, 2019).

Récemment, Liao *et al.* (2020) ont expérimenté les effets de la cuisson en utilisant uniquement la matière sèche des fruits de mer. Dans ces conditions, les résultats diffèrent car les quatre modalités de cuisson testées ont mis en évidence une perte en AsT de 16,6 % à 25,8 % (tabl V-2) avec en moyenne une chute de 24,5 % pour l'arsenic inorganique (Liao *et al.*, 2020). Néanmoins, ces pertes d'arsenic ne concernaient pas les deux types de bivalves choisis (clams et pectens) mais surtout les crustacés et quelques poissons.

Pour les autres métaux (Cu, Zn, Ni, Hg), les pertes pouvaient être plus importantes et atteignaient jusqu'à 45,7 % pour le mercure (Hg) chez les crustacés et étaient significatives pour le Zn, le Cu et le Ni chez les bivalves (données illisibles).

Faisant suite à ces récents travaux de Liao *et al.* (2020), on peut constater que selon le type de cuisson, la concentration de l'AsT peut être réduite dans les crabes jusqu'à environ 40 % de leur poids sec, ce qui est quantitativement non négligeable dans le cadre de la consommation de crabes en Martinique.

D'autres auteurs (Atta *et al.*, 1997 ; Schmidt *et al.*, 2015 ; Praveena et Omar, 2017) avaient déjà noté la perte possible d'AsT lors de la cuisson des aliments.

**Tableau V- 2 : Effets de la cuisson sur la concentration et la bioaccessibilité d'AsT dans les fruits de mer (Liao *et al.*, 2020).**

Mode de cuisson	% de perte d'AsT	% de perte de bioaccessibilité
Ebullition	25,8	2,7–18,6
Friture	24,1	12,9–35,2
Vapeur	18,5	3,5–14,0
Four	16,6	6,5–26,8

Dans le cas de l'arsenic, la dissolution de la fraction soluble dans l'eau de cuisson (Devesa *et al.*, 2008), sa volatilisation dans l'air (Liao *et al.*, 2018, 2019, 2020) et la dénaturation des protéines soufrés (Cheyins *et al.*, 2017 ; Matos *et al.*, 2015 ; de Filippis, 1979; Liao *et al.*, 2020) sont des facteurs qui expliquent sa diminution de sa concentration dans les aliments.

Liao *et al.* (2020) ont soumis des échantillons de fruits de mer à une digestion *in vitro* [voir, pour les détails du protocole, Liao *et al.* (2018, 2020) afin de déterminer la quantité de métaux présents dans le système digestif et susceptibles de traverser la barrière intestinale (la concentration bioaccessible). Pour chaque métal, ils ont calculé le taux de bioaccessibilité, c'est-à-dire le pourcentage de concentration bio-accessible par rapport à la concentration totale du métal dans l'aliment.

Ces auteurs ont trouvé de forts taux de bioaccessibilité pour l'As (jusqu'à  $98,4 \pm 3,3$  %), le Cu, le Cd, le Hg et le Zn (jusqu'à 100 %) dans les fruits de mer crus, mais tous les modes cuisson diminuaient la bio-accessibilité. Celle de l'As diminuait d'environ 3-35 % selon le mode de cuisson [tabl.3, (soit environ moins de 15 % en moyenne)].

Ces résultats montrent qu'au total, les modes de cuisson qui diminuent le plus l'exposition à l'arsenic sont d'abord les fritures, les grillades (Hanaoka *et al.*, 2001; Torres-Escribano *et al.*, 2008) puis la cuisson au four et ébullition.

Lors d'une cuisson à haute température ( $>100^{\circ}\text{C}$ ), une dégradation des organoarsénicaux en arsenic inorganique peut survenir (Van Elteren et Slejkovec, 1997; Devesa *et al.*, 2001b ; Hanaoka *et al.*, 2001a). Dahl *et al.* (2010) ont remarqué que la concentration relative de TETRA (ion tétraméthylarsonium) augmentait dans les fruits de mer frits. Cette modification de la spéciation de l'arsenic organique a été confirmée pour la chair de poisson car l'AsB y a été dégradé partiellement en TMAO et/ou en TETRA (Hanaoka *et al.*, 2001b), à une température  $>160^{\circ}\text{C}$  (Devesa *et al.*, 2001b).

Mises à part les palourdes, certains poissons et les langoustes qui sont cuisinées au four, les fruits de mer sont quelquefois frits (accras, poissons, crevettes) et en général, les modes de cuisson principaux restent les bouillons ou les sautés (fricassés). Aussi, la comparaison de l'exposition doit-elle tenir compte du régime alimentaire en général et en particulier des aliments qui accompagnent les repas de bivalves.

- **La réduction des risques par la composition des repas**

Une consommation régulière de bivalves constitue un facteur qui accroît l'exposition à l'arsenic qui devient alors chronique. Cependant, une exposition aiguë occasionnelle n'est pas impossible chez les pêcheurs, surtout si les bivalves sont consommés avec du riz.



Pour le riz blanc, une portion de 175 g.j<sup>-1</sup> contient environ 93,0 µg.kg<sup>-1</sup> d'As (Proust *et al.*, 2000) principalement sous forme d'arsénite (Jackson *et al.*, 2012). La LMA pour l'Asi dans le riz a été limitée à une valeur comprise entre 0,20 et 0,25 mg.kg<sup>-1</sup>pf selon le type de riz (Ineris, 2018). La consommation de produits de la mer accommodés avec du riz étant ancré dans la tradition culinaire des Antilles, les personnes âgées consommant plus ces produits sont alors plus exposées que les plus jeunes aux effets délétères de l'arsenic.

## 6. La préconisation d'une norme pour protéger les consommateurs

Ces valeurs limites recommandées lors de l'ingestion volontaire ou non d'une substance chimique ne sont que des estimations de la dose d'exposition qui est théoriquement sans effets néfastes pour la santé humaine.

Leurs établissements doivent tenir compte de la toxicité de toutes les espèces chimiques susceptibles d'être ingérées, notamment de celles qui sont les plus abondantes dans l'aliment consommé.

L'AsB est la forme d'arsenic la plus abondante dans les bivalves consommés et elle est connue pour n'être que très légèrement toxique ( $DL50 \approx 10 \text{ g.kg}^{-1}\text{pc}$ ) alors que les autres formes ont une  $DL50$  aiguë comprise entre 5 et  $100 \text{ mg.kg}^{-1}\text{pc}$ .

Lors de la consommation des bivalves, le seuil sanitaire de  $27 \text{ }\mu\text{g.j}^{-1}$  d'AsT ou d'Asi pour un adulte de 60 kg est dépassée . Ce seuil correspond à la VTR de  $0,45 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.j}^{-1}$  retenue par l'Ineris pour l'AsT. Toutefois, si pour tenir compte de sa faible toxicité, on extrait la quantité d'AsB, la quantité d'arsenic restante est au-dessous de la valeur seuil de  $27 \text{ }\mu\text{g.j}^{-1}$ .

Sachant qu'une partie non évaluée de l'arsenic méthylé se dégrade à la cuisson en formes plus simples et inorganiques, et que les apports journaliers d'exposition pour les formes AsIII, AsV et Asi, pour une personne de 60 kg, sont toutes en-dessus les apports recommandés, qui sont de  $4,2 \text{ }\mu\text{g}$  (AsIII) et  $18 \text{ }\mu\text{g}$  (Asi) par jour pour un individu de 60 kg, et ceci quelles que soient les portions et le type de bivalves, les VTR choisies pour ces formes d'arsenic dans les calculs d'exposition dans le tableau IV-7 peuvent être maintenues à 0,07 pour l'AsIII et  $0,3 \text{ }\mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.j}^{-1}$  pour l'Asi.

Par ailleurs, il reste une marge d'augmentation, même si d'après les auteurs, la quantité d'Asi bio-accessible peut diminuer en moyenne de 15 % après la cuisson.

Le problème subsiste pour la MMA. La forme trivalente de cette espèce d'arsenic est plus toxique (tabl.V-3) que les autres formes d'arsenic détectés dans les bivalves étudiés. De plus, les quantités présentes dans ces bivalves sont supérieures à celles des formes inorganiques. On pourrait utiliser les données sur MMAV ainsi que les différences de toxicité ci-dessous (tabl.V-3) pour calculer une autre VTS pour MMA.

**Tableau V- 3 : Comparaisons des valeurs toxicologiques pour certaines formes d'arsenic**

DMA	LD50 = 1,2 g.kg <sup>-1</sup>	Kaise et Fukui, 1992  Chez la souris
MMAV	LD50 = 1,8 g.kg <sup>-1</sup>	
AsIII	LD50 = 34,5 µg.kg <sup>-1</sup>	
AsIII	IC50 = 1,8 µg.mole <sup>-1</sup> chez les cellules urétrales	Styblo <i>et al.</i> , 2000
MMAIII	IC50 = 0,8 µg.mole <sup>-1</sup> chez les cellules urétrales	Styblo <i>et al.</i> , 2000

A partir de la NOAEL de MMAV (3000 µg.kg<sup>-1</sup>pc<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>) (d'après Arnold *et al.*, 2003), la VTS pour MMAV a été calculée comme suit:

$$\text{VTS (MMAV)} = \frac{\text{NOAEL}}{\text{AF}} = 3 \mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.j}^{-1}$$

Avec AF = 1000 (10 (inter-espèces) x 10 (interindividuel) x 10 (insuffisance de données)).

Puis à partir de cette VTS, la VTS de MMA(III) est fixée à:

$$VTS(MMAIII) = \frac{VTS_{MMAV}}{41} = 0,073 \mu\text{g. kg}^{-1} \text{ pc.j}^{-1}.$$

Puisque que MMAIII est beaucoup plus toxique (41 fois) que sa forme pentavalente, on tient compte uniquement de sa toxicité même si les résultats des analyses de contrôle ne différencient pas les deux espèces. En vérifiant l'exposition, on obtient pour une personne de 60 kg (tabl. V-5):

**Tableau V- 4 : L'exposition à l'arsenic (MMA) d'un consommateur d'un 60 kg selon les portions et les bivalves**

VTS ( $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc}^{-1}\text{.j}^{-1}$ ). MMA	Dose de référence ( $\mu\text{g.j}^{-1}$ )	Portions de bivalves (kg)	DJE ( $\mu\text{g.kgpcj}^{-1}$ )	
			<i>A. deflorata</i>	<i>P. pectinatus</i>
0,07	4,2	0,06	0,31	0,83
		0,12	0,61	1,56
		0,24	1,23	2,84
		0,40	2,05	4,75

On constate que seules les portions supérieures à 120 g pour *Asaphis deflorata* et supérieures à 60 g pour *Phacoides pectinatus* dépassent la dose de référence.

En résumé, après avoir testé plusieurs possibilités et pour tenir compte des risques liés à la plus forte toxicité des formes méthylées simples et de la moindre toxicité de l'arsénobétaïne, nous proposons deux nouvelles valeurs toxicologiques de sécurité suivantes (tabl.V-4) et nous confirmons l'efficacité de la VTS de  $0,3 \mu\text{g.kg}^{-1}\text{pc.j}^{-1}$  pour l'arsenic inorganique (AV+AIII).

Cependant, cette valeur de référence est trop élevée pour tenir compte de la toxicité des espèces telles que MMA et DMA. Elle pourrait convenir pour les espèces de bivalves qui vivent dans des milieux peu pollués.

En revanche, la VTR de 0,45 pour l'AsT est soit trop faible (pour *A. deflorata*), soit trop élevée (pour *P. pectinatus*). **Dans notre contexte, il n'est pas possible de fixer une valeur commune pour l'AsT.** De même, l'EFSA, ne propose plus de limite maximale recommandée pour l'AsT.

**Tableau V- 5 : Valeurs toxicologiques retenues pour l'exposition à l'arsenic**

<b>Espèces chimiques</b>	<b>Asi</b>	<b>MMA</b>	<b>AsB</b>
VTR ou VTS en $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\text{pc}\cdot\text{j}^{-1}$	0,3	0,07	<b>10</b>

En se basant sur ces éléments, nous préconisons la pratique des récoltes uniquement dans des périodes éloignées des échouements de sargasses. De plus, les portions ou la fréquence des repas doivent être limitées selon les modalités suivantes:

-La consommation d'une portion de 240 g de ces bivalves ne peut-être qu'occasionnelle et limité à un maximum d'un repas par semaine. Cependant,même une portion de 60 g n'est pas souhaitable sur unee base journalière.. Pour un pêcheur,la taille d'un repas de bivalves étant en général 240 g, une consommation de plus de 3 repas par mois excessive. De plus, un consommateur de 60 kg a de plus grandes chances de developper des effets adverses liés à la consommation de bivalves, qu'un pêcheur de masse corporelle plus importante.

-Dans tous les cas, il n'est pas conseillé de consommer du riz, des crabes ou des langoustes le même jour.

En tenant compte du rapport bénéfice/risque, l'Anses recommande une consommation modérée et variée de produits de la mer environ deux fois par

semaine pour profiter de leurs apports bénéfiques (acides gras polyinsaturés, etc.) pour la santé.

À l'échelle internationale, la question de l'augmentation de l'arsenic dans les milieux marins doit être prise en considération pour protéger notamment les nombreuses populations qui n'ont que les produits de la mer comme source de protéines.

À l'échelle locale, la préoccupation de l'arsenic doit être prise en considération rapidement dans un contexte d'intensification des amoncellements de sargasses sur les rivages et dans les eaux côtières car d'autres ressources marines, par exemple les crabes, davantage consommées que les bivalves sont plus aptes à bio-accumuler de l'arsenic. De plus grandes précisions sur les portions de fruits de la mer, de poissons et de riz constituant la diète des populations martiniquaises et guadeloupéennes seraient utiles pour évaluer l'exposition réelle à l'arsenic.

- Aarab N, Minier C, Lemaire S, Unruh E, Hansen PD, Larsen BK, ..., Narbonne JF (2004). Biochemical and histological responses in mussel (*Mytilus edulis*) exposed to North Sea oil and to a mixture of North Sea oil and alkylphenols. *Marine environmental research*, 58(2-5), 437-441.
- Abbott RT (1950). The molluscan fauna of the Cocos-Keeling Islands, Indian Ocean. *Bulletin of the Raffles Museum, Singapore*, 22, 68-98.
- Abbott RT (1974).. *American Seashells; The Marine Molluska of the Atlantic and Pacific Coasts of North America* (No. Ed. 2). Van Nostrand Reinhold.
- Abernathy CO, Ohanian EV (1992). Non-carcinogenic effects of inorganic arsenic. *Environmental Geochemistry and Health*, 14(2), 35-41.
- AcerCampestre-LierdemanConsultants, (2007). Inventaire des zones humides de la Martinique. Rapport de synthèse. Parc Naturel Régional de la Martinique. 106pp
- Acosta V, Prieto A, Ruiz LJ, Gil H. (2007). Moluscos asociados a la pepitona Arca zebra (Mollusca: Bivalvia) en chaco pato, estado sucre, Venezuela. *Saber. Revista Multidisciplinaria del Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente*, 19(1), 21-26.
- Adams E, Jeter D, Cordes AW, Kolis JW (1990). Chemistry of organometaloid complexes with potential antidotes: structure of an organoarsenic (III) dithiolate ring. *Inorganic Chemistry*, 29(8), 1500-1503.
- Adey W. H., Adey P. J., Burke R., Kaufmann L. (1977). The Holocene reef systems of Eastern Martinique, French West Indies. *Atoll Research Bulletin* 218: 1-40.
- Ahluwalia SS, Goyal D (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource technology*, 98(12), 2243-2257.
- Ahmad SA, Bandaranayake D, Khan AW, Hadi SA, Uddin G, Halim MA (1997). Arsenic contamination in ground water and arsenicosis in Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Research*, 7(4), 271-276.
- Ahmad SA, Sayed MSU, Hadi SA, Faruquee MH, Khan MH, Jalil MA, ..., Khan AW (1999). Arsenicosis in a village in Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Research*, 9(3), 187-195.
- Ahsan H, Chen Y, Parvez F, Zablotska L, Argos M, Hussain I, ..., Van Geen A (2006). Arsenic exposure from drinking water and risk of premalignant skin lesions in Bangladesh: baseline results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *American Journal of Epidemiology*, 163(12), 1138-1148.
- Ainley DG, Pauly D (2014). Fishing down the food web of the Antarctic continental shelf and slope. *Polar Record*, 50(1), 92-107.
- Akter KF, Owens G, Davey DE, Naidu R (2005). Arsenic speciation and toxicity in biological systems. In *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 97-149). Springer, New York, NY.
- Alemu, J. B., & Clement, Y. (2014). Mass coral bleaching in 2010 in the southern Caribbean. *PLoS one*, 9(1), e83829.
- Al Mamun MA, Omori Y, Papry RI, Kosugi C, Miki O, Rahman IM, Mashio AS, Maki T, Hasegawa, H (2019a). Bioaccumulation and biotransformation of arsenic by the brown macroalga *Sargassum patens* C. Agardh in seawater: effects of phosphate and iron ions. *Journal of Applied Phycology*, 31(4), 2669-2685. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1721-x>
- Al Mamun MA, Omori Y, Miki O, Rahman IM, Mashio AS, Maki T, Hasegawa H (2019b). Comparative biotransformation and detoxification potential of arsenic by three macroalgae species in seawater: Evidence from laboratory culture studies. *Chemosphere*, 228, 117-127. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.056>
- Albernathy CO, Marcus W, Chen C (1989). *Report on arsenic (As) work group meetings. Memo from CO Albernathy*. Peter Cook and Peter Preuss, US EPA, 23, 02-89
- Aliaume C (1990). *Ichtyofaune des herbiers à "Thalassia" du Grand Cul-de-Sac Marin en Guadeloupe: organisation spatio-temporelle du recrutement-liaisons avec les variables de l'environnement* (Doctoral dissertation, Paris 7).
- Allaire L(1981). « Macabou excavations, Martinique : 1972-1979 », *Boletín del Museo del Hombre Dominicano*, 10 (16), 41-48.

- Allaire L(1997) .« *Anse Trabaud : rapport 1997* », in Jean-Pierre Giraud (éd.), *Le Néolithique de la Martinique dans son contexte antillais*, Projet collectif de recherche, SRA, Martinique, Fort-de-France.
- Allen JA(1958). *On the basic form and adaptations to habitat in the Lucinacea (Eulamellibranchia)*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B241: 421–484.
- Almada-Villela PC, Davenport J, Gruffydd LD (1982). The effects of temperature on the shell growth of young *Mytilus edulis* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 59(2-3) 275-288.
- Al-Yousuf, MH, El-Shahawi MS, Al-Ghais SM (2000). Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Science of the Total Environment*, 256(2-3) 87-94.
- Amiard JC, Triquet CA, Barka S, Pellerin J, Rainbow PS (2006). Metallothioneins in aquatic invertebrates. Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 76, 160–202.
- Amiard-Triquet C, Berthet B, Metayer C, Amiard JC (1986). Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 92(1) 7-13.
- Anamika S (2014). Arsenic—21st Century calamity—A short review. *Research Journal of Recent Sciences*, 3(ISC-2013) 7-13.
- Andreae MO (1978). Distribution and speciation of arsenic in natural waters and some marine algae. *Deep Sea Research*, 25(4) 391-402.
- Andreae MO (1979). Arsenic speciation in seawater and interstitial waters: The influence of biological-chemical interactions on the chemistry of a trace element 1. *Limnology and Oceanography*, 24(3) 440-452. <https://doi.org/10.4319/lo.1979.24.3.0440>
- Andreae MO (1980). Arsenic in rain and the atmospheric mass balance of arsenic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 85(C8) 4512-4518.
- Andreae MO (1986). Chemical species in seawater and marine particulates. In *The Importance of Chemical "Speciation" in Environmental Processes* (pp. 301-335). Springer, Berlin, Heidelberg.
- ANSES (2019). Risks associated with pinnatoxins in shells. Anses opinion. Collective Expertise Report March 2019- Saisie n°2016 SA0013. Scientific edition. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00504/61546/65428.pdf>. Accessed 15 April 2020. *In French*
- ANSES (2017) Avis révisé de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à « la problématique des émanations issues d'algues Sargasses en décomposition aux Antilles et en Guyane ». Saisine n°2015-SA-0225.
- ANSES(2017). Toxicological Reference Values. Anses. [Development Guide. https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBSTANCES2017SA0016Ra.pdf](https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBSTANCES2017SA0016Ra.pdf). Accessed 15 March 2020. *In French*
- Antit, M., Urra, J., Marina, P., & Azzouna, A. (2017). The Pharidae (Bivalve, Molluscs) of the Tunis bay, Tunisia (Western Mediterranean). *Journal of New Sciences*, 46, 2502-2508.
- Anvisa, (1965) – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (09 de abril de 1965). Decreto n° 55871, de 26 de março de 1965. *Normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto n° 691/1962*. Brasília, DF: Diário Oficial da União.
- Aposhian HV, Aposhian MM (2006). Arsenic toxicology: five questions. *Chemical Research Toxicology*, 19(1) 1-15.
- Arkusz J, Stańczyk M, Lewińska D, Stępnik M (2005). Modulation of murine peritoneal macrophage function by chronic exposure to arsenate in drinking water. *Immunopharmacology and Immunotoxicology*, 27(2), 315-330. <https://doi.org/10.1081/IPH-200067947>
- Arndt C, Gaill F, Felbeck H (2001). Anaerobic sulfur metabolism in thiotrophic symbioses. *Journal of Experimental Biology* 204(4): 741-750
- Arnold LL, Eldan M, Van Gemert M, Capen CC, Cohen SM (2003). Chronic studies evaluating the carcinogenicity of monomethylarsonic acid in rats and mice. *Toxicology*, 190(3) 197-219.
- Asmus RH, Asmus H (1991). Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 148, 215–232.
- Assis RCF (1978). Anatomia funcional de *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791)(*Bivalvia: Lucinidae*), um subsídio ao conhecimento do ciclo sexual (Doctoral dissertation, Tese de doutorado, Instituto de Biociências da USP, 93p).
- ASSOR R, JULIUS C (1991). Orçu/ation des masses d'eau, qualité bactériologique et micro- (aune benthique de la partie interne de la baie de Fort-de-France. Rapport PNUÉ, 52 pp.
- ATSDR. (1990). Toxicological profile for thorium. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service
- ATSDR. (1992). Toxicological profile for vanadium. Prepared by element Associates, Inc., Agency



- for toxic substances and disease registry, US public health service, Atlanta, GA. Available at <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.html>. Last accessed 22/02/17.
- ATSDR (2004). Toxicological profile for copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR (2005). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profiles : Tin and tin compounds (disponible à l'adresse : <http://www.atsdr.cdc.gov/>)
- ATSDR (septembre 2006) Draft Toxicological Profile for Aluminium US Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Diseases Registry.
- ATSDR (2007a). Toxicological profile for Arsenic. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Accessed 15 March 2020
- ATSDR (2007b). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services; Atlanta, GA: 2007. The 2007 CERCLA priority list of hazardous substances. [[Google Scholar](#)]
- ATSDR (2008). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Services; Atlanta, GA: 2008. Cadmium toxicity - Case Studies in Environmental Medicine. [[Google Scholar](#)]
- ATSDR. 2013. Toxicological Profile for Uranium. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Department of Health and Human Services. Public Health Service
- Atkins D (1937a). On the ciliary mechanisms and interrelationships of lamellibranchs: Part I. New observations on sorting mechanisms. *Quarterly Journal of Microscopy Science* 79, 181-308.
- Atkins D (1937b). On the ciliary mechanisms and interrelationships of lamellibranchs: Part II. Sorting devices on the gills. *Quarterly Journal of Microscopy Science* 79, 339-373.
- Atkins WRG, Wilson EG (1926). The colorimetric estimation of minute amounts of compounds of silicon, of phosphorus and of arsenic. *Biochemical Journal*, 20(6) 1223-1228.
- Atta, M. B., El-Sebaie, L. A., Noaman, M. A., & Kassab, H. E. (1997). The effect of cooking on the content of heavy metals in fish (*Tilapia nilotica*). *Food Chemistry*, 58(1-2), 1-4.
- Attig H, Kamel N, Sforzini S, Dagnino A, Jamel J, Boussetta H, ..., Banni M. (2014). Effects of thermal stress and nickel exposure on biomarkers responses in *Mytilus galloprovincialis* (Lam). *Marine Environmental Research*, 94, 65-71.
- Augris C, Gourmelon F (2002). La cartographie des fonds marins côtiers. *Mappemonde*, 1, 39-43.
- Augris C, Durand F, Chauvaud S, Mazé JP (2000). Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer. *Carte des formations superficielles du plateau insulaire de la Martinique*. IFREMER.
- Azevedo JAM, Barros AB, Miranda PRBD, Costa JGD, Nascimento VX (2019) Biomonitoring of Heavy Metals (Fe, Zn, Cu, Mn, Cd and Cr) in Oysters: *Crassostrea rhizophorae* of Mangrove Areas of Alagoas (Brazil). *Brazil Archives of Biological Technology*, 62.
- Azizi G, Akodad M, Baghour M, Layachi M, Moumen A (2018). The use of *Mytilus* spp. mussels as bioindicators of heavy metal pollution in the coastal environment. A review. *Journal of Material Environmental Science* 9, 1170-1181.
- Azizi G, Layachi M, Akodad M, Yáñez-Ruiz DR, Martín-García AI, Baghour M, ..., Moumen A (2018). Seasonal variations of heavy metals content in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from Cala Iris offshore (Northern Morocco). *Marine pollution bulletin*, 137, 688-694.
- Bach J, Peremartí J, Annangi B, Marcos R, Hernández A (2016). Oxidative DNA damage enhances the carcinogenic potential of in vitro chronic arsenic exposures. *Archives of Toxicology*, 90(8) 1893-1905.
- Baird RH, Drinnan RE (1957). The ratio of shell to meat in *Mytilus* as a function of tidal exposure to air. *Journal du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 22, 329-336.
- Baird RH (1958). Measurement of Condition in Mussels and Oysters, *Journal du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 23, 249-257.
- Bajger G, Konieczka P, Namieśnik J (2011). Speciation of trace element compounds in samples of biota from marine ecosystems. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 23(3) 125-142.
- Ballantine D, Morton JE (1956). Filtering, feeding, and digestion in the lamellibranch *Lasaea rubra*. *Journal of Marine Biology Association of the United Kingdom* 35, 241-274.
- Ballin U, Kruse R, Rüssel HA (1994). Determination of total arsenic and speciation of arseno-betaine in marine fish by means of reaction—headspace gas chromatography utilizing flame-ionization detection and element specific spectrometric detection. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 350(1-2): 54-61. <https://doi.org/10.1007/BF00326253>
- Barbosa IDS, Brito GB, dos Santos GL, Santos LN, Teixeira LS, Araujo RG, Korn MGA (2019) Multivariate data analysis of trace elements in bivalve molluscs: Characterization and food safety evaluation. *Food Chemistry*, 273, 64-70.
- Basuyaux O, Mathieu M, Richard O (2001). Influence de la taille, de la température et du régime

- alimentaire sur la consommation d'oxygène de l'oursin *Paracentrotus lividus* et de l'ormeau *Haliotis tuberculata* en élevage. *Marine life (Marseille)*, 11(1-2), 57-67.
- Battistini R (1978). Les récifs coralliens de la Martinique. Comparaison avec ceux du sud ouest de l'Océan Indien. *Cahiers de l'ORSTOM, série Océanographie*, 16(2) 157-177.
- Bayne BL (1976). The biology of mussel larvae. *Marine mussels: their ecology and physiology. International Biological Programme*, 10, 81-120.
- Bayramoglu, G., Yakup Arica, M., (2009). Construction a hybrid biosorbent using *Scenedesmus quadricauda* and Ca-alginate for biosorption of Cu(II), Zn(II) and Ni(II): kinetics and equilibrium studies. *Bioresour. Technol.* 100, 186e193.
- Bearham D, Vanderklift MA, Downie RA, Thomson DP, Clementson LA (2020). Macrophyte-derived detritus in shallow coastal waters contributes to suspended particulate organic matter and increases growth rates of *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series*, 644, 91-103.
- Beau M.(1857). *De l'utilité de certains Mollusques marins vivants sur les côtes de la Guadeloupe et de la Martinique, Journal de conchyliologie comprenant l'étude des animaux, des coquilles vivantes et des coquilles fossiles.* Eds[s.n.] (Paris) 1858-07.pp107. Source : Bibliothèque nationale de France, département Sciences et techniques, 8-S 498.<https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k5658281f/texteBrut> consulté le le 26/01/20.
- Bebiano MJ, Nott JA, Langston WJ (1993). Cadmium metabolism in the clam *Ruditapes decussata*: the role of metallothioneins. *Aquatic Toxicology*, 27(3-4) 315-333.
- Bebiano M, Machado (1997). A. Concentrations of metals and metallothioneins in *Mytilus galloprovincialis* along the south coast of Portugal. *Mar Pollut Bull*;34:666-71
- Bebiano MJ, Serafim MAP, RitaMF (1994). Involvement of metallothionein in cadmium accumulation and elimination in the clam *Ruditapes decussata*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 53(5), 726-732.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1990). Individuals ,population sand communities. *Massachusetts, Blackwell Scientific Publ*, 2.
- Bélanger V (2009). *Recrutement et productivité de la moule bleue (Mytilus SPP.) sur les bouées de navigation pour l'ensemble du système du Saint-Laurent (estuaire et golfe), Canada* (Doctoral dissertation, Université du Québec à Rimouski).
- Belzile N, De Vitre RR, Tessier A (1989). In situ collection of diagenetic iron and manganese oxyhydroxides from natural sediments. *Nature*, 340(6232) 376-377.
- Beninger PG, Le Pennec G, Le Pennec M (2003). Demonstration of nutrient pathway from the digestive system to oocytes in the gonad intestinal loop of the scallop *Pecten maximus* L. *The Biological Bulletin*, 205(1), 83-92.
- Beninger PG, Lucas A (1984) Seasonal variations in condition, reproductive activity, and gross biochemical composition of two species of adult clam reared in a common habitat: *Tapes decussatus* (L) (Jeffreys) and *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 79, 19-37.
- Beninger PG, St-Jean SD (1997). The role of mucus in particle processing by suspension-feeding marine bivalves: unifying principles. *Marine Biology*, 129, 389-397.
- Beninger PG, Ward JE, MacDonald BA, Thompson RJ (1992). Gill function and particle transport in *Placopecten magellanicus* (Mollusca: Bivalvia) as revealed using video endoscopy. *Marine Biology* 114, 281 – 288.
- Bennett A, Patil P, Kleisner K, Rader D, Viridin J, Basurto X (2018). Contribution of fisheries to food and nutrition security: Current knowledge, policy, and research. *Nicholas Institute Report*, 18-02.
- Benny A, Ayyakkannu K (1992). Trace elements (Zn, Mn, Cu and Fe) at three trophic levels in a *Chicoreus ramosus* habitat on the Tuticorin coast, Southeast India -a pilot study. *Special publication. Phuket Marine Biological Center. Phuket*, (11), 157-160.
- Benoist J (1959). Individualisme et traditions techniques chez les pêcheurs martiniquais. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 12-47, 265-285.
- Benramdane L, Accominotti M, Fanton L, Malicier D, Vallon JJ (1999). Arsenic speciation in human organs following fatal arsenic trioxide poisoning -a case report. *Clinical chemistry*, 45(2) 301-306.
- Benson AA (1984). Arsenic and new lace. In *Current topics in plant biochemistry and physiology: Proceedings of the... Plant Biochemistry and Physiology Symposium held at the University of Missouri, Columbia (USA)*.
- Benson AA, Katayama M, Knowles FC (1988). Arsenate metabolism in aquatic plants. *Applied Organometallic Chemistry*, 2(4), 349-352.
- Berard B (2003). Le Néolithique martiniquais dans son contexte antillais. *Rapport de programme*

collectif de recherche, SRA Martinique, Fort-de-France.

- Berard B (2006) Sainte-Anne, Grande Anse des Salines. Bilan scientifique régional Martinique, 2003, 17-19.
- Berg CJ, Alatalo P (1982). Mariculture potential of shallow-water Bahamian bivalves. *Journal of the World Mariculture Society*, 13(1-4), 294-300.
- Berg CJ, Alatalo P (1985). Biology of the tropical bivalve *Asaphis deflorata* (Linne, 1758). *Bulletin of Marine Science*, 37(3), 827-838.
- Berkes F (2001). *Managing small-scale fisheries: alternative directions and methods*. IDRC.ISBN: 0889369437. 320 pages.
- Bertrand J-C, Doumenq P, Guyoneaud R, Marrot B, Martin-Laurent, F, Matheron R, Moulin P, Soulas G (2011). *Applied microbial ecology and decontamination- Micro-organisms that play a major role in the elimination of pollution that affects the environment*. In: Microbial Ecology, Microbiology of Natural and Anthropogenic Environments. (pp.705-798). Presses de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour.
- Bertrand J, Abarnou A, Bocquene G, Chiffolleau JF, Reynal L (2009). Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises. Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe. 139pp.
- Beukema JJ, De Bruin W (1977). Seasonal changes in dry weight and chemical composition of the soft parts of the tellinid bivalve *Macoma balthica* in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 11(1) 42-55.
- Bhakta JN, Ali MM (2020). *Biosorption of Arsenic: An Emerging Eco-technology of Arsenic Detoxification in Drinking Water*. In Arsenic Water Resources Contamination (pp. 207-230). Springer, Cham.
- Bieler, R., Carter, J. G., & Coan, E. V. (2010). Classification of bivalve families. *Malacologia*, 52(2), 113-133.
- Bigot, L. (2006). *Les communautés de macrofaune benthique des sédiments côtiers en zone tropicale non récifale: diversité et réponses aux modifications de l'environnement marin à La Réunion, océan Indien* (Doctoral dissertation).
- Bilbao J, Muñiz O, Rodríguez JG, Revilla M, Laza-Martínez A, Seoane S (2020). Assessment of a sheltered euhaline area of the southeastern Bay of Biscay to sustain bivalve production in terms of phytoplankton community composition. *Oceanologia*. Sous Presse
- Bissen M, Frimmel FH (2003) Arsenic—a review. Part I: occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 31(1), 9-18.
- Bisson M, Vivier S, La Rocca B, Gourland C (2009). Update on Toxicological Reference Values (VTR), STUDY REPORT 17/03/2009, DRC-08-94380-11776C, INERIS, [Online] URL : <http://www.ineris.fr/hml>. Accessed 15 March 2020. In French
- Bisson M, Vivier S, La Rocca B, Gourland C (2009). Point sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR), Rapport D'étude 17/03/2009, N° DRC-08-94380-11776C, INERIS, [En ligne] URL : <http://www.ineris.fr/hml>, consulté le 10/03/2020.
- Blaber SJ (2007). Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of Marine Science*, 80(3) 457-472.
- Blanchet, G. (Ed.). (2015). *La pêche aux Antilles*. IRD éditions.
- Bodoy A, Prou J, Berthome JP (1986). Etude comparative de différents indices de condition chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*). *Haliotis*, 15, 173-182.
- Boening, D. W. (1999). An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental monitoring and assessment*, 55(3), 459-470.
- Bomare JCV (1769). (voir le *Dictionnaire raisonné universel d'histoire naturelle*.),
- Bonvallot N, Dor F (2002). *Valeurs toxicologiques de référence: méthodes d'élaboration*. Institut de veille sanitaire. 186 pp.
- Borak J, Hosgood HD (2007). Seafood arsenic: implications for human risk assessment. *Regular Toxicology Pharmacology*, 47(2) 204-212. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2006.09.005>
- Borak J, Hosgood HD (2007). Seafood arsenic: implications for human risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 47(2) 204-212.
- Bosc LAG (1830). *Histoire naturelle des coquilles*..(Vol. 4). Roret. Dans : La grande encyclopédie de la Caraïbe (1990 Lamy et Piontier).
- Bouchon C, Bouchon-Navaro Y (1998). La Guadeloupe. L'état des récifs coralliens en France Outre-mer. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Paris, 107-117.
- Bouchon C, Bouchon-Navaro Y, Louis M (2002). *La pêche aux Antilles, Martinique et Guadeloupe* Editions IRD. Paris ed. *Les écosystèmes marins côtiers*.
- Bouchon C, Laborel J (1986). Les peuplements coralliens des côtes de la Martinique. In *Annales de*

- l'Institut océanographique*, 62(2) 199-238.
- Bouchon-Navaro Y, Bouchon C, Louis M (1992). L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles française). *Cybiurn (Paris)*, 16(4), 307-330.
- Bowen LM, Dupureur CM (2003). Investigation of restriction enzyme cofactor requirements: a relationship between metal ion properties and sequence specificity. *Biochemistry*, 42(43), 12643-12653.
- Boyden CR (1974). Trace element content and body size in molluscs. *Nature*, 251(5473), 311-314.
- Boyden CR (1977). Effect of size upon metal content of shellfish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 57(3) 675-714.
- Bras S (1987). Influence du lindane sur le métabolisme respiratoire d'*Asellus aquaticus* L. Relation concentration—perturbation. *Hydrobiologia*, 148(2) 115-122.
- Brito GB, de Souza TL, Bressy FC, Moura CW, Korn MGA (2012). Levels and spatial distribution of trace elements in macroalgae species from the Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2238-2244.
- Brivois O, Fontaine M (2012). Résultats du classement de l'état hydromorphologique des masses d'eau littorales DCE dans deux DOM : Mayotte et la Martinique. Rapport final. BRGM/RP-61075-FR, 129 p. + annexes.
- Brown AC, McLachlan A (2010). *The ecology of sandy shores*. Elsevier. ISBN 0080465099, 392pp.
- Brugneaux S/OMM.(2006). Contributions aux inventaires floristiques et faunistiques de Martinique. Rapport de Synthèse. Programme ZNIEFF Mer. Le récif méridional de Martinique. 107pp
- Brugneaux S, Peres C (2005). Contribution aux inventaires de Faune et de Flore marines. *Le récif méridional de la Martinique*. 95pp.
- Bruguière M, de Lamarck JB, Deshayes GP (1830). *Encyclopédie méthodique. Histoire naturelle des vers. Tome 2, pt. 1. A-For*. Agasse.
- Bryan GW, Langston WJ, Hummerstone LG, Burt GR (1985) .A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. *Marine Biology Association of the United Kingdom* 4, 1–92
- Bryan GW, Darracott A (1979). Bioaccumulation of marine pollutants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 286(1015), 483-505. <https://doi.org/10.1098/rstb.1979.0042>
- Bryan GW, Darracott A (1979). Bioaccumulation of marine pollutants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 286(1015), 483-505. [10.1098/rstb.1979.0042](https://doi.org/10.1098/rstb.1979.0042).
- Bryan GW, Hummerstone LG (1973). Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 53(3) 705-720.
- Bryan, G. W., & Langston, W. J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental pollution*, 76(2), 89-131.
- Buchet JP, Lison D, Ruggeri M, Foa V, Elia G, Maugeri S (1996) .Assessment of exposure to inorganic arsenic, a human carcinogen, due to the consumption of seafood. *Arch Toxicol*, 70(11): 773-778
- Buestel, D., & Pouvreau, S. (2000). La matière particulaire des eaux du lagon de Takapoto: nourriture potentielle pour les élevages d'huitres perlières. *Oceanologica acta*, 23(2), 193-210.
- Burin GJ, Saunders DR (1999). Addressing human variability in risk assessment—The robustness of the intraspecies uncertainty factor. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 30(3), 209-216.
- Buscombe D, Masselink G (2006). Concepts in gravel beach dynamics. *Earth-Science Reviews*, 79(1-2) 33-52.
- Burrowes, R., Wabnitz, C., & Eyzaguirre, J. The Great Sargassum Disaster of 2018.
- Butler, J. N., & Stoner, A. W. (1984). Pelagic Sargassum: Has its biomass changed in the last 50 years?. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 31(10), 1259-1264.
- Cabanillas-Terán N, Hernández-Arana HA, Ruiz-Zárate MÁ, Vega-Zepeda A, Sanchez-Gonzalez A (2019). Sargassum blooms in the Caribbean alter the trophic structure of the sea urchin *Diadema antillarum*. *PeerJ*, 7, e7589.
- Cabon JY, Cabon N (2000). Determination of arsenic species in seawater by flow injection hydride generation in situ collection followed by graphite furnace atomic absorption spectrometry: Stability of As (III). *Analytica Chimica Acta*, 418(1), 19-31.

- Cain, D. J., & Luoma, S. N. (1986). Effect of seasonally changing tissue weight on trace metal concentrations in the bivalve *Macoma balthica* in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 28(3), 209-217.
- Calabrese A, Collier RS, Nelson DA, MacInnes JR (1973). The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, 18(3) 162-166.
- Calabrese A, MacInnes JR, Nelson DA, Miller JE (1977). Survival and growth of bivalve larvae under heavy-metal stress. *Marine Biology*, 41(2), 179-184.
- Calabrese EJ (1985). Uncertainty factors and interindividual variation. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 5(2) 190-196.
- CALIPSO (Study of Food Consumption of Seafood and Impregnation with trace elements, Pollutants and Omega 3) (2006). 162 p. J.C. Leblanc (Coordinator). Afssa/Ministry of Agriculture and Fisheries. <https://www.anses.fr/en/system/files/PASER-Ra-Calipso.pdf>. Accessed 05 March 2020. In French
- Calow P (1994). Ecotoxicology: What are we trying to protect?. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 13(10) 1549-1549.
- Cambert H, Gonzalez JL, Andral B, Turquet J (2008). Etude pilote pour la mise en place d'un outil de biomonitoring en milieu marin dans le cadre de la mise en place de la Directive Cadre Eau à la Réunion. Programme MODIOLE (2004-2008).
- Cammen LM (1980). A method for measuring ingestion rate of deposit feeders and its use with the polychaete *Nereis succinea*. *Estuaries*, 3(1) 55-60.
- Camp David K, Lyons William G, Perkins, Thomas H (1991). Checklists of Selected Shallow-Water Marine Invertebrates of Florida. Florida Marine Research Institute. Technical Report, TR-3, 256 pp.
- Campbell JP, Alvarez JA (1989). Acute arsenic intoxication. *American Family Physician*, 40(6) 93-97.
- Canli M, Atli G (2003) The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental pollution*, 121(1), 129-136.
- Cárdenas EB (2001). Current state of molluscan resources of the Gulf of Mexico. *Environmental analysis of the Gulf of Mexico. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies special publication series*, (1), 195-220.
- Cardenas ERB. Del Gofio de México. Dagnostico ambiental del Golfo de México, 323 pp.
- Carturan B (2011) Impact de l'espèce invasive *Halophila stipulacea* sur la biodiversité des herbiers de magnoliophytes marines en Martinique. OMMM, 56pp.
- CAST. (2015). Sargassum: A Resource Guide for the Caribbean. Caribbean Alliance for Sustainable Tourism.
- Castaing, P., Assor, R., Jouanneau, J. M., & Weber, O. (1986). Heavy metal origin and concentration in the sediments of the Pointe à Pitre bay (Guadeloupe—lesser antilles. *Environmental Geology and Water Sciences*, 8(4), 175-184
- Caumette G, Koch I, Reimer KJ (2012). Arsenobetaine formation in plankton: a review of studies at the base of the aquatic food chain. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(11), 2841-2853.
- CE (European Commission) (2001). Commission Regulation as regards heavy metals, Directive 2001/22/EC, no: 466/2001,
- Cernohorsky WO (1972). Marine Shells of the Pacific, Vol III. Pacific Publications, Sydney, 411 pp.
- Chakraborti D, Rahman MM, Das B, Chatterjee A, Das D, Nayak B, Nayak B, Pal A, Chowdhury UK, Ahmed S, Biswas BK, Sengupta K, Hossain A, Samanta G, Roy MM, Dutta RN, Saha KC, Mukherjee SC, Pati S, Kar PB, Mukherjee A, Kumar M (2017). Groundwater arsenic contamination and its health effects in India. *Hydrogeology Journal*, 25(4) 1165-1181. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1556-6>
- Chan HM (1988). A survey of trace metals in *Perna viridis* (L.) (Bivalvia: Mytilacea) from the coastal waters of Hong Kong. *Asian Marine Biology*, 5, 89-102.
- Chanteur G (1981). *Biogéographie et aménagement en zones de mangroves insulaires: le cas de la Martinique* (Doctoral dissertation).
- Chen CJ (2010) ;Health hazards of arsenic drinking water. Arsenic in Geosphere and Human Diseases. As 2010. Arsenic in the environment proceedings, 251–252
- Chen CJ, Wu MM, Lee SS, Wang JD, Cheng SH, Wu HY (1988). Atherogenicity and carcinogenicity of high-arsenic artesian well water. Multiple risk factors and related malignant neoplasms of blackfoot disease. *Arteriosclerosis: Official Journal of American Heart Association Inc.*, 8(5) 452-460.
- Chen H, Tang Z, Wang P, Zhao FJ (2018). Geographical variations of cadmium and arsenic concentrations and arsenic speciation in Chinese rice. *Environmental Pollution*, 238, 482-490.
- Chen J, Rosen BP (2016). Organoarsenical biotransformations by *Shewanella putrefaciens*. *Environmental Science and Technology*, 50(15) 7956-7963.
- Chen Y, Parvez F, Gamble M, Islam T, Ahmed A, Argos M, Graziano JH, Ahsan H (2009). Arsenic exposure at

low-to-moderate levels and skin lesions, arsenic metabolism, neurological functions, and biomarkers for respiratory and cardiovascular diseases: review of recent findings from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study (HEALS) in Bangladesh. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 239(2) 184-192.

- Chen CJ, Chuang YC, Lin TM, Wu HY (1985). Malignant neoplasms among residents of a blackfoot disease-endemic area in Taiwan: high-arsenic artesian well water and cancers. *Cancer research*, 45(11 Part 2) 5895-5899.
- Chen MH, Chen CY (1999). Bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in grey mullet, *Liza macrolepis*. *Marine Pollution Bulletin*, 39(1-12) 239-244.
- Cheyns, K., Waegeneers, N., Van de Wiele, T., & Ruttens, A. (2017). Arsenic release from foodstuffs upon food preparation. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 65(11), 2443-2453.
- China, B., de Schaetzen, M. A., & Daube, G. (2003). Shellfish, a dangerous food?. In *Annales de Médecine Vétérinaire* (Vol. 147, No. 6, DEC-JAN, pp. 413-422). Annales Medecine Veterinaire
- Chong K, Wang WX (2001). Comparative studies on the biokinetics of Cd, Cr, and Zn in the green mussel *Perna viridis* and the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Pollution*, 115(1) 107-121.
- Christian RR, Wetzel RL (1978). Interaction between substrate, microbes, and consumers of *Spartina detritus* in estuaries. In *Estuarine interactions* (pp. 93-113). Academic Press.
- Christoforidou EP, Riza E, Kales SN, Hadjistavrou K, Stoltidi M, Kastania AN, Linos A (2013). Bladder cancer and arsenic through drinking water: a systematic review of epidemiologic evidence. *Journal of Environmental Sciences and Health, Part A*, 48(14) 1764-1775.
- Chuenpagdee R (Ed.) (2011). *World small-scale fisheries: contemporary visions*. Eburon Uitgeverij BV.
- Chuenpagdee R, Liguori L, Palomares ML, Pauly D (2006). Bottom-up, global estimates of small-scale marine fisheries catches. *Fisheries Centre Research Reports* 14(8) 110pp.
- Chung EY (2007). Oogenesis and sexual maturation in Meretrix lusoria (Röding 1798)(*Bivalvia: Veneridae*) in western Korea. *Journal of Shellfish Research*, 26(1) 71-80.
- Ciardullo S, Aureli F, Raggi A, Cubadda F (2010). Arsenic speciation in freshwater fish: Focus on extraction and mass balance. *Talanta*, 81(1-2) 213-221.
- Cidolit S.(1991). Les sources de pollution du littoral de la baie de Fort-de-France. Rapport PNUE, 28 pp
- Cisneros-Montemayor AM, Sumaila UR, Kaschner K, Pauly D (2010). The global potential for whale watching. *Marine Policy*, 34(6) 1273-1278.
- Civantos DP, Rodriguez AL, Aguado-Borruey JM, Narvaez JAJ (1995). Fulminant malignant arrhythmia and multiorgan failure in acute arsenic poisoning. *Chest*, 108(6), 1774-1775.
- Cloern JE (1982). Does the Benthos Control Phytoplankton Biomass in South San Francisco Bay? *Marine Ecology Progress Series*, 9, 191-202
- Clowes LA, Francesconi KA (2004). Uptake and elimination of arsenobetaine by the mussel *Mytilus edulis* is related to salinity. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 137(1), 35-42.
- Coan, E. V., & Valentich-Scott, P. (2012). *Bivalve seashells of tropical west America* (Vol. 1258). Santa Barbara, CA: Santa Barbara Museum of Natural History.
- Coat S (2002). *Caractérisation de l'exposition de la population martiniquaise aux pesticides organochlorés par la consommation de ressources aquatiques*. Mémoire de l'Ecole Nationale de Santé Publique. 54p
- Conklin SD, Fricke MW, Creed PA, Creed JT (2008). Investigation of the pH effects on the formation of methylated thio-arsenicals, and the effects of pH and temperature on their stability. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 23(5): 711-716
- Conner, W. V. (1972). Preparation of actinide metal targets using special casting techniques. *Nuclear Instruments and Methods*, 102(3), 417-423.
- Conti GO, Copat C, Ledda C, Fiore M, Fallico R, Sciacca S, Ferrante M (2012). Evaluation of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Mullus barbatus* from Sicily Channel and risk-based consumption limits. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(6) 946-950.
- Coomans HE (1969). Biological aspects of mangrove mollusks in the West Indies. *Malacologia* 9,79-84
- Copat C, Grasso A, Fiore M, Cristaldi A, Zuccarello P, Santo Signorelli S, Ferrante M (2018). Trace elements in seafood from the Mediterranean sea: An exposure risk assessment. *Food Chemistry and Toxicology*, 115, 13-19.
- Coppola F, Almeida A, Henriques B, Soares AM, Figueira E, Pereira E, Freitas R (2018). Biochemical responses and accumulation patterns of *Mytilus galloprovincialis* exposed to thermal stress and Arsenic

- contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 954-962.
- Cormier-Salem, M. C. (1994). *Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des rivières du sud, du Sénégal à la Sierra Leone*. IRD Editions.
- Cossa D (1988). Cadmium in *Mytilus* spp.: worldwide survey and relationship between seawater and mussel content. *Marine environmental research*, 26(4), 265-284.
- Cossa D (1989). A review of the use of *Mytilus* spp as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica acta*, 12(4), 417-432.
- Cossa D, Pham TT, Rondeau B, Quémerais B, Proulx S, Surette C (1997). Bilan massif des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent. *Environnement Canada—Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, Montréal*. Rapport scientifique et technique ST-163, 258 pp.
- Cosel, R. V. (1993). The razor shells of the eastern Atlantic. Part 1: Solenidae and Pharidae I (Bivalvia: Solenacea). *Archiv für Molluskenkunde*, 207-321.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Raskin, R. G. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Coston-Clements, L., Settle, L. R., Hoss, D. E., & Cross, F. A. (1991). *Utilization of the Sargassum habitat by marine invertebrates and vertebrates, a review* (Vol. 296). US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Beaufort Laboratory.
- Crame JA (2000). Evolution of taxonomic diversity gradients in the marine realm: evidence from the composition of Recent bivalve faunas. *Paleobiology*, 26(2), 188-214.
- Crosby MP (1990). A review and evaluation of bivalve condition index methodologies with a suggested standard method. *Journal of Shellfish Research*, 9, 233-237.
- Crump KS (1984). A new method for determining allowable daily intakes. *Toxicological Sciences*, 4(5), 854-871.
- Cullen WR, Hettipathirana D, Reglinski J. (1989). The effect of arsenicals on cell suspension cultures of the Madagascar periwinkle (*Catharanthus roseus*). *Applied Organometallic Chemistry* 3, 79-88.
- Cullen WR, Reimer KJ (1989). Arsenic speciation in the environment. *Chemistry Review*, 89(4) 713-764.
- Cullen WR, Dodd M (1989). Arsenic speciation in clams of British Columbia. *Applied Organometallic Chemistry*, 3(1) 79-87.
- Cunningham PA (1979). *The use of bivalve molluscs in heavy metal pollution research*. In: Marine Pollution: Functional Responses. W. A. Vemberg et al., Ed., Academic Press, New York, USA.
- D'Argenville AJD, de la Clotte MF (1757). *L'Histoire naturelle éclaircie dans une de ses parties principales, la Conchyliologie, qui traite des coquillages de mer, de rivière et de terre ; ouvrage dans lequel on trouve une nouvelle méthode latine et françoise de les diviser ; augmentée de la zoomorphose, ou représentation des animaux à coquilles, avec leurs explications*. Nouvelle édition enrichie de figures dessinées d'après nature. Bure l'aîné Ed., Paris. 67pp.
- Da Costa (2012). Introduction to the biology of clams. In: Clam Fisheries and Aquaculture ISBN: 978-1-62257-518-3 Editor: Fiz da Costa González © 2012 Nova Science Publishers, Inc. 379pp.
- Da Costa F, Nóvoa S, Ojea J, Martínez-Patiño D (2012). Effects of algal diets and starvation on growth, survival and fatty acid composition of *Solen marginatus* (Bivalvia: Solenidae) larvae. *Scientia Marina*, 76(3) 527-537.
- Dagnac T, Padró A, Rubio R, Rauret G (1998). Optimisation of the extraction of arsenic species from mussels with low power focused microwaves by applying a Doehlert design. *Analytica chimica acta*, 364(1-3) 19-30.
- Dagnac T, Padro A, Rubio R, Rauret G (1999). Speciation of arsenic in mussels by the coupled system liquid chromatography—UV irradiation—hydride generation-inductively coupled plasma mass spectrometry. *Talanta*, 48(4), 763-772.
- Dahl L, Molin M, Amlund H, Meltzer HM, Julshamm K, Alexander J, Sloth JJ (2010). Stability of arsenic compounds in seafood samples during processing and storage by freezing. *Food Chemistry*, 123(3): 720-727. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.05.041>
- Dame RF (1993). The role of bivalve filter feeder material fluxes in estuarine ecosystems. In *Bivalve filter feeders* (pp. 245-269). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Dame RF, Spurrier JD, Wolaver TG (1989). Carbon, nitrogen and phosphorus processing by an oyster reef. *Marine Ecology Progress Series*, 249-256.
- Dame RF, Zingmark RG, Haskin E (1984). Oyster reefs as processors of estuarine materials. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 83(3), 239-247.
- Dando PR, Southward AJ, Southward EC, Terwilliger NB, Terwilliger RC (1985). Sulphur-oxidising

- bacteria and haemoglobin in gills of the bivalve mollusc *Myrtea spinifera*. *Marine Ecology Progress Series*, 85-98.
- Dani SU (2011). The arsenic for phosphorus swap is accidental, rather than a facultative one, and the question whether arsenic is nonessential or toxic is quantitative, not a qualitative one. *Science of the Total Environment*, 409(22) 4889-4890.
- Davenport J, Smith RJ, Packer M (2000). Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 198, 131-137.
- Davis TA, Llanes F, Volesky B, Diaz-Pulido G, McCook L, Mucci A (2003). <sup>1</sup>H-NMR study of Na alginates extracted from *Sargassum* spp. in relation to metal biosorption. *Applied Biochemistry Biotechnology*, 110(2) 75-90.
- Davis TA, Volesky B, Vieira RHSF (2000). *Sargassum* seaweed as biosorbent for heavy metals. *Water research*, 34(17), 4270-4278.
- Davis, T. A., Ali, F. E. C., Giannitti, E., Volesky, B., & Mucci, A. (2004). Cadmium biosorption by *S. fluitans*: treatment, resilience and uptake relative to other *Sargassum* spp. and brown algae. *Water Quality Research Journal*, 39(3), 183-189.
- DC Rubin SS, Alava P, Zekker I, Du Laing G, Van de Wiele T (2014). Arsenic thiolation and the role of sulfate-reducing bacteria from the human intestinal tract. *Environmental Health Perspective*. 122(8) 817–822. [PubMed: 24833621]
- De Astudillo LR, Yen IC, Bekele I (2005). Heavy metals in sediments, mussels and oysters from Trinidad and Venezuela. *Revista de biología tropical*, 53(1), 41-53.
- De Chanvallon JBT (1763). *Voyage à la Martinique*. CJB Bauche. *des Antilles*, pp. 21-43.
- De Filippis LF (1979). The effects of sublethal concentrations of mercury and zinc on *Chlorella*. V. The counteraction of metal toxicity by selenium and sulfhydryl compounds. *Z Pflanzen Physiol* 33: 63-68
- De Freitas Tallarico L, Passos FD, Machado FM, Campos A, Recco-Pimentel SM, Introíni GO (2014) Bivalves of the São Sebastião Channel, north coast of the São Paulo state, Brazil. *Check List*, 10(1), 97-105.
- De Kock WC, Kramer KJ (1994). Active biomonitoring (ABM) by translocation of bivalve molluscs. *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*, 6, 51-78.
- De Oliveira Leis M, Barragán-Paladines MJ, Saldaña A, Bishop D, Jin JH, Kereži V, ..., Chuenpagdee, R (2019). Overview of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean: challenges and prospects. In *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean* (pp. 15-47). Springer, Cham.
- Delnomdedieu M, Basti MM, Otvos JD, Thomas DJ (1994). Reduction and binding of arsenate and dimethylarsinate by glutathione: a magnetic resonance study. *Chem-biol Interaction*, 90(2) 139-155.
- Dereumeaux C, Saoudi A, (2018). Impregnation of the Caribbean population by chlordecone and certain organochlorine compounds in 2013-2014: Kannari study. Synthesis report. Collection: Santé environnement. 86 p. *In French*
- Deslous-Paoli, J. M. (1981). Toxicite des Elements Metalliques Dissous pour les Larves d'Organismes Marins: Donnees Bibliographiques. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 45(1), 73-83.
- Devault DA, Massat F, Dupuy L, Lambourdière J, Ménez F, Maridakis C, Hervé V, A Péné-Annette, Trouillefou M, Dolique F, Lopez P-J (2019) Contamination of sargasses by chlordecone: the other challenge of stranding in the West Indies. Colloquium of the French research Group about Pesticides. Montpellier. *In French*
- Devault DA, Modestin E, Trouillefou M, Massat F, Lopez P-J, Dolique F. (2020). *Sargassum* contamination by arsenic and chlordecone: fate ashore and in compost. SETAC 3-7 May 2020, Scicom virtual SETAC Dublin.
- Devesa V, Martinez A, Suner MA, Benito V, Vélez D, Montoro R (2001a) Kinetic study of transformations of arsenic species during heat treatment. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 49(5): 2267-2271.
- Devesa V, Macho ML, Jalón M, Urieta I, Muñoz O, Súner MA, López F, Vélez D, Montoro R. (2001b). Arsenic in cooked seafood products: study on the effect of cooking on total and inorganic arsenic contents. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 49(8) 4132-4140.
- De Vynck, J. C., Cowling, R. M., Potts, A. J., & Marean, C. W. (2016). Seasonal availability of edible underground and aboveground carbohydrate resources to human foragers on the Cape south coast, South Africa. *PeerJ*, 4, e1679.
- D'Herbigny, C. É. F. (1775). Dictionnaire d'histoire naturelle, qui concerne les testacées ou les coquillages de mer, de terre et d'eau-douce... Bleuet.



- Diaz RJ, Rosenberg R (1995). Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology. An annual review*, 33, 245-03.
- Dillon TM, Suedel BC, Peddicord RK, Clifford PA, Boraczek JA (1995). Trophic transfer and biomagnification potential of contaminants in aquatic ecosystems. Environmental Effects of Dredging Technical Notes. EEDP-01-33. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Dolique F, Sedrati M, Charpentier J, Jeanson M, Cohen O, Dupuy L, Alami S (2019). Beaches Seasonal and Paroxysmal Morphosedimentary Dynamics: Results of 10 years Martinique Coastal Observation Network. *Journal of Coastal Research*, 88(sp1) 172-184.
- Dolique F, Sedrati M, Josso Q, Impacts of seaweeds on sandy beaches dynamics, Martinique, Lesser Antilles. *Vertigo*, 2021 in press.
- Domaneschi O, Shea EK (2004). Shell morphometry of western Atlantic and indo-west Pacific Asaphis; functional morphology and ecological aspects of *A. deflorata* from Florida Keys, USA (*Bivalvia: Psammobiidae*). *Malacologia*, 46, 249-275.
- Domingo, J. L. (2010). Influence of cooking processes on the concentrations of toxic metals and various organic environmental pollutants in food: a review of the published literature. *Critical reviews in food science and nutrition*, 51(1), 29-37.
- Doray M (2006). L'agrégation de thons de sub-surface au sein du système [DCP ancré – macronecton – environnement – pêche] en Martinique : étude hiérarchique par méthodes acoustiques, optiques et halieutiques. Ph. D. thesis. ENSAR. Rennes. 423 pp.
- Hourson ML, Stara JF (1983). Regulatory history and experimental support of uncertainty (safety) factors. *Regulatory toxicology and pharmacology*, 3(3), 224-238.
- Hourson ML, Felter SP, Robinson D. (1996). Evolution of science-based uncertainty factors in noncancer risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 24(2), 108-120.
- DRAMM (Direction Régionale des Affaires Maritimes de la Martinique) (2001). *Monographie des pêches maritimes et des cultures marines de la Martinique*. 94p
- Du Tertre JB. (1958). *Histoire générale des Antilles*, Eds. Société d'Histoire de la Martinique, Fort-de-France, 1958, Réed. de 1667-1671.
- Duchamps R. (1992). *La longévité des mollusques*. APEX, 45-54.
- Dupuy C, Pastoureaud A, Ryckaert M, Sauriau PG, Montanié H (2000). Impact of the oyster *Crassostrea gigas* on a microbial community in Atlantic coastal ponds near La Rochelle. *Aquatic Microbial Ecology*, 22(3) 227-242.
- Dupuy C, Vaquer A, Lam-Höai T, Rougier C, Mazouni N, Lautier J, Collos Y, Le Gall S (2000) Feeding rate of the oyster *Crassostrea gigas* in a natural planktonic community of the Mediterranean Thau Lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 205, 171–184.
- Durand F (1996). *Hydrodynamique sédimentaire sur le plateau insulaire de la Martinique* (Doctoral dissertation, Bordeaux 1). 263 pp.
- Ebroin A (1972). *La cuisine créole*. Desormeaux E (Eds), Fort-de-France. 79pp.
- Ebroin A (1977). *Art d'accommoder les poissons, les crustacés et les mollusques des Antilles françaises*. Kolodziej E. (Ed). 252 pp.
- Edmonds JS, Francesconi KA (1987). Transformations of arsenic in the marine environment. *Experientia*, 43(5) 553-557.
- Edmonds JS, Francesconi KA (1993). Arsenic in seafoods: Human health aspects and regulations. *Marine Pollution Bulletin*, 26(12): 665-674.
- Edmonds JS, Shibata Y, Francesconi KA, Rippingale RJ, Morita M (1997). Arsenic transformations in short marine food chains studied by HPLC-ICP MS. *Applied Organometallic Chemistry*, 11(4) 281-287.
- Edmonds JS, Francesconi KA (1981). Arseno-sugars from brown kelp (*Ecklonia radiata*) as intermediates in cycling of arsenic in a marine ecosystem. *Nature*, 289(5798), 602-604.
- Edmonds JS, Francesconi KA (1988). The origin of arsenobetaine in marine animals. *Applied Organometallic Chemistry*, 2(4), 297-302.
- Edmonds JS, Francesconi KA (1998). Arsenic metabolism in aquatic ecosystems. In *Metal metabolism in aquatic environments* (pp. 159-183). Springer, Boston, MA.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2009.) EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific opinion on arsenic in food. 7(10):1351, pp199. <https://doi:10.2903/j.efsa.2009.1351>.
- EFSA (European Food Safety Authority) (2010). Management of left-censored data in dietary exposure assessment of chemical substances. *EFSA Journal* 2010;8(3):1557, pp96. <https://doi:10.2903/j.efsa.2010.1557>.

- EFSA (European Food Safety Authority) (2015). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. *EFSA J* 13:4002. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4002>.
- Epstein SS (1978). Kepone – Hazard evaluation. *Sci Total Environ* 9: 1–62
- Eisler R (1981). Trace metal concentration in marine organisms. *Oxford, Pergamon*.
- Elisabeth NH (2011). *Plasticité tissulaire et cellulaire du filament branchial des Lucinidae symbiotiques côtiers Codakia orbiculata et Lucine pensylvanica* (Doctoral dissertation, Antilles-Guyane). 158pp.
- Ettajani H, Amiard-Triquet C, Jeantet AY, Amiard JC (1996). Fate and effects of soluble or sediment-bound arsenic in oysters (*Crassostrea gigas* Thun.). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 31(1), 38-46.
- Falcoã G, Lobet JML, Bocio A, Domingo JL (2006). Daily Intake of Arsenic, Cadmium, Mercury, and Lead by Consumption of Edible Marine Species ... <https://www.epa.gov/risk/human-health-risk-assessment>.
- FAO/WHO Standards. (1993). Evaluation of certain food additives and contaminants, WHO Technical Report Series 837, Geneva.
- FAO. (2016). la situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2016. Contribuer à la sécurité alimentaire et à la nutrition de tous. Rome. 224 pages.
- FAOSTAT, F. (2010). FAO statistical yearbook.
- Farias, C. O., Hamacher, C., Wagener, A. D. L. R., Campos, R. C. D., & Godoy, J. M. (2007). Trace metal contamination in mangrove sediments, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 18(6), 1194-1206.
- Fariás, S., Smichowski, P., Vélez, D., Montoro, R., Curtosi, A., & Vodopivec, C. (2007). Total and inorganic arsenic in Antarctic macroalgae. *Chemosphere*, 69(7), 1017-1024.
- Fatmi Z, Azam I, Ahmed F, Kazi A, Gill AB, Kadir MM (2009). Health burden of skin lesions at low arsenic exposure through groundwater in Pakistan. Is river the source?. *Environ Res*, 109(5): 575-581
- Fattorini D, Notti A, Regoli F (2006). Characterization of arsenic content in marine organisms from temperate, tropical, and polar environments. *Chem Ecol*, 22(5): 405-414
- Fattorini D, Regoli F (2004). Arsenic speciation in tissues of the Mediterranean polychaete *Sabella spallanzanii*. *Environ Toxicol Chem: An Internat J*, 23(8): 1881-1887
- Fattorini D, Sarkar SK, Regoli F, Bhattacharya BD, Rakshit D, Satpathy KK, Chatterjee M (2013). Levels and chemical speciation of arsenic in representative biota and sediments of a tropical mangrove wetland, India. *Environ Sci: Process Imp*, 15(4): 773-782
- Faustman, E. M., Allen, B. C., Kavlock, R. J., & Kimmel, C. A. (1994). Dose-response assessment for developmental toxicity: I. Characterization of database and determination of no observed adverse effect levels. *Fundamental and Applied Toxicology*, 23(4), 478-486.
- FDTT (Food and Drugs Act) (1998). Republic of Trinidad and Tobago, Legal Supplement Part II, vol 37, no. 140, 24 July, 1998, pp 1221–1255
- Febres-Ortega, G. and LE Herrera, (1976). Caribbean Sea Circulation and water mass transports near the Lesser Antilles. *Boletín del Instituto Oceanográfico*, 15, 83-96.
- Fenchel, T. (1970). Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testudinum* 1. *Limnology and Oceanography*, 15(1), 14-20.
- Fenchel T (1998). Formation of laminated cyanobacterial mats in the absence of benthic fauna. *Aquat Microb Ecol*, 14(3): 235-240
- Fent, K., & Looser, P. W. (1995). Bioaccumulation and bioavailability of tributyltin chloride: influence of pH and humic acids. *Water Research*, 29(7), 1631-1637.
- Ferguson, J. F., & Gavis, J. (1972). A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water research*, 6(11), 1259-1274.
- Fiard, J. P. (1979). La forêt martiniquaise. Parc Naturel de la Martinique. Fort-de-France.
- Finlay, H. J. (1928, August). The recent mollusca of the Chatham Islands. In *Transactions of the New Zealand Institute* (Vol. 59, pp. 232-286).
- Fisher, N. S., & Reinfelder, J. R. (1995). The trophic transfer of metals in marine systems. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems, 3, 407-411.
- Fischer, W. (1978). FAO species identification sheets for fishery purposes. West. Cent. Atl. Vol. 6., FAO, Rome.
- FIPERJ (1998). Relatório anual sobre pesca extrativista marinha no Estado do Rio de Janeiro. Fundação Estadual de Pesca do Estado do Rio de Janeiro.
- Flessa, K. W., & Jablonski, D. (1995). Biogeography of Recent marine bivalve molluscs and its implications for paleobiogeography and the geography of extinction: a progress report.

- Flowers, T. J. (2004). Improving crop salt tolerance. *Journal of Experimental botany*, 55(396), 307-319.
- Food Standards Agency(FSA). (2005). Arsenic in fish and shellfish. <http://www.food.gov.uk/multimedia/pdfs/fsis8205.pdf> [29 Januari 2005]
- Förstner, U. (1980). *Inorganic pollutants, particularly heavy metals in estuaries*. Chemistry and Biochemistry of Estuaries (Eds. Olausson, E. & Cato, I.), John Wiley & Sons Ltd., Chichester, 307-348.
- Foster S, Maher W, Schmeisser E, Taylor A, Krikowa F, Apte S (2006) Arsenic species in a rocky intertidal marine food chain in NSW, Australia, revisited. *Environ Chem*, 3(4): 304-315
- Foster S, Maher WA (2010) *Decomposition of arsenoribosides from marine macroalgae in simulated rock pools*, in: J.S. Jean, J. Bundschuh, P. Bhattacharya (Eds.), *Arsenic in Geosphere and Human Diseases*, CRC Press, Boca Raton, USA, , pp. 230–232
- Foster, S., & Maher, W. (2010). Degradation of arsenoribosides from marine macroalgae in simulated rock pools.
- Foster, S., & Maher, W. (2016). Arsenobetaine and thio-arsenic species in marine macroalgae and herbivorous animals: Accumulated through trophic transfer or produced in situ?. *Journal of Environmental Sciences*, 49, 131-139.
- Fourest, E., & Volesky, B. (1995). Contribution of sulfonate groups and alginate to heavy metal biosorption by the dry biomass of *Sargassum fluitans*. *Environmental Science & Technology*, 30(1), 277-282.
- Francesconi KA, Edmonds JS (1993). Arsenic in the sea. In: *Oceanography and marine biology: an annual review* 31, 111-151
- Francesconi KA, Edmonds JS (1996). Arsenic and marine organisms. In: *Advances in Inorganic chemistry*. Academic Press, p. 147-189
- Francesconi KA, Edmonds JS (1998). Arsenic species in marine samples. *Croatica Chemica Acta*, 71(2): 343-359
- Francesconi KA, Goessler W, Panutrakul S, Irgolic KJ (1998) . A novel arsenic containing riboside (arsenosugar) in three species of gastropod. *Sci Tot Env*, 221(2-3): 139-148
- Francesconi KA, Kuehnelt D (2002). Arsenic compounds in the environment. In 'Environmental Chemistry of Arsenic'.(Eds WT Frankenberger Jr and M. Dekker.) 51–94
- Francesconi, K. A. (2010). Arsenic species in seafood: origin and human health implications. *Pure and Applied Chemistry*, 82(2), 373-381.
- Francesconi, K. A., Edmonds, J. S., & Morita, M. (1994). Arsenic in the environment. Part I, 189.
- Francesconi, K. A., Edmonds, J. S., & Stick, R. V. (1992). Arsenic compounds from the kidney of the giant clam *Tridacna maxima*: isolation and identification of an arsenic-containing nucleoside. *Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions 1*, (11), 1349-1357.
- Francesconi, K., Visoottiviseth, P., Sridokchan, W., & Goessler, W. (2002). Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: a potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 284(1-3), 27-35.
- Fraysse, B., Geffard, O., Berthet, B., Quéau, H., Biagianti-Risbourg, S., & Geffard, A. (2006). Importance of metallothioneins in the cadmium detoxification process in *Daphnia magna*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 144(3), 286-293
- Frenkiel L, Gros O, Mouëza M (1996). Gill structure in *Lucina pectinata* (Bivalvia: Lucinidae) with reference to hemoglobin in bivalves with symbiotic sulphur-oxidizing bacteria. *Mar Biol*, 125(3): 511-524
- Frenkiel, L., Gros, O., &, Mouëza M. (1997). Storage tissue and reproductive strategy in *Lucina pectinata* (Gmelin), a tropical lucinid bivalve adapted to a reducing sulfur-rich, mangrove environment. *Invertebrate Reproduction & Development*, 31(1-3), 199-210.
- Frenkiel, L., Mouëza, M., (1985). Cycle de reproduction et de terminisme sexuel chez le *Lucinidae Phacoides pectinatus* (Gmelin, 1791) (Mollusque Lamellibranche). *Proc. Gulf Carib. Fish Inst.* 38, 252–259.
- Fricke MW, Creed PA, Parks AN, Shoemaker JA, Schwegel CA, Creed JT (2004). Extraction and detection of a new arsine sulfide containing arsenosugar in molluscs by IC-ICP-MS and IC-ESI-MS/MS. *J Anal Atom Spectr*, 19(11): 1454-1459
- Fricke MW, Zeller M, Sun H, Lai VWM, Cullen WR, Shoemaker JA, Witkowski MR, Creed JT (2005) Chromatographic separation and identification of products from the reaction of dimethylarsinic acid with hydrogen sulfide. *Chem Res Toxicol*, 18(12): 1821-1829
- FSSAI (Food Safety Standards Authority of India). (2011). Food Safety and Standards (contaminants, toxins and residues) regulations, 2011, available at: <http://www.fssai.gov.in>.

- Gade H (1961) On some oceanographic observations in the southeastern Caribbean Sea and the adjacent Atlantic Ocean with special reference to the influence of the Orinoco River. *Boletín del Instituto Oceanográfico*, 1, 287-342.
- Gagnon C, Fisher NS (1997). The bioavailability of sediment-bound Cd, Co, and Ag to the mussel *Mytilus edulis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54, 147-156.
- Gailer J, Francesconi KA, Edmonds AD, Irgolic KJ (1994). Metabolism of arsenic compound by the blue mussel *Mytilus edulis* after accumulation from seawater spiked with arsenic compounds. *Applied Organometallic Chemistry*, 9, 341.
- Gailer J, Irgolic KJ, Francesconi KA, Edmonds JS (1995). Metabolism of arsenic compounds by the blue mussel *Mytilus edulis* after accumulation from seawater spiked with arsenic compounds. *Applied Organometallic Chemistry*, 9(4) 341-355.
- García-Mata C, Lamattina L (2013) Gasotransmitters are emerging as new guard cell signaling molecules and regulators of leaf gas exchange. *Plant Science*, 201, 66-73.
- García-Salgado S, Quijano MA, Bonilla MM (2012). Arsenic speciation in edible alga samples by microwave-assisted extraction and high performance liquid chromatography coupled to atomic fluorescence spectrometry. *Analytica chimica acta*, 714, 38-46.
- García-Sartal C, Taebunpakul S, Stokes E, del Carmen Barciela-Alonso M, Bermejo-Barrera P, Goenaga-Infante H (2012). Two-dimensional HPLC coupled to ICP-MS and electrospray ionisation (ESI)-MS/MS for investigating the bioavailability in vitro of arsenic species from edible seaweed. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 402(10), 3359-3369.
- Gavira JA, Camara-Artigas A, De Jesús-Bonilla W, López-Garriga J, Lewis A, Pietri R, ..., García-Ruiz JM (2008). Structure and ligand selection of hemoglobin II from *Lucina pectinata*. *Journal of Biological Chemistry*, 283(14), 9414-9423.
- Gaylor DW (1983). The use of safety factors for controlling risk. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A Current Issues*, 11(3), 329-336.
- Gebel TW (2000). Confounding variables in the environmental toxicology of arsenic. *Toxicology*, 144(1-3)155-162.
- Gebel TW (2002). Arsenic methylation is a process of detoxification through accelerated excretion. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 205(6) 505-508.
- Gebel T (1997). Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology. *Chemico-biological interactions*, 107(3), 131-144.
- Gebel T (2000). Confounding variables in the environmental toxicology of arsenic. *Toxicology*, 144(1-3), 155-162.
- Geislinger AE, Goessler W, Francesconi KA (2002). The marine polychaete *Arenicola marina*: its unusual arsenic compound pattern and its uptake of arsenate from seawater. *Marine Environmental Research* 53(1) 37-50.
- Geng W, Komine R, Ohta T, Nakajima T, Takanashi H, Ohki A (2009). Arsenic speciation in marine product samples: comparison of extraction-HPLC method and digestion-cryogenic trap method. *Talanta*, 79(2): 369-375
- George SG, Coombs TL (1977). The effect of chelating agents on the uptake and accumulation of cadmium by *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 39(3), 261-268.
- George SG, Olsson PE (1994). Metallothioneins as indicators of trace metal pollution in Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries, edited by JM Kees. Boca Raton, FL 33431.
- George SG, Nott JA, Pirie BJS, Mason AZ (1976). A comparative quantitative study of cadmium retention in tissues of a marine bivalve during different fixation and embedding procedures. In *Proceedings of Royal Microscopical Society*, 11(5) 42.
- Germa A (2008). *Evolution volcano-tectonique de l'île de la Martinique (arc insulaire des Petites Antilles): nouvelles contraintes géochronologiques et géomorphologiques* (Doctoral dissertation). Université Paris-Sud. 363pp.
- Gibbs J, Greenway H (2003). Mechanisms of anoxia tolerance in plants. I. Growth, survival and anaerobic catabolism. *Functional Plant Biology*, 30(1)1-47.
- Gilg MR, Howard R, Turner R, Middlebrook M, Abdunour M, Lukaj E, ..., Tutak B (2014). Estimating the dispersal capacity of the introduced green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758), from field collections and oceanographic modeling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 461, 233-242.
- Gillett R, Lightfoot C (2001). The contribution of fisheries to the economies of Pacific Island countries. A report prepared for the Asian Development Bank, the Forum Fisheries Agency, and the World Bank, 242pp.
- Glazener FS, Ellis JG, Johnson PK (1968). Electrocardiographic findings with arsenic poisoning. *California medicine*, 109(2), 158.

- Gobert B (1990). Production relative des pêcheries côtières en Martinique. *Aquatic Living Resources*, 3(3), 181-191.
- Gobert B, Bertrand J, Reynal L (2002). Les ressources démersales des Antilles et leur exploitation. La pêche aux Antilles: Martinique et Guadeloupe, IRD Editions, 49-65.
- Gobert B, Bertrand J(1991). *Eléments d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais*. Document scientifique n°31. pp. 108.
- Goessler W, Kuehnelt D (2002). Analytical methods for the determination of arsenic and arsenic compounds in the environment. In *Environmental Chemistry of Arsenic*. Marcel Dekker, New York, 27-50
- Gofas, S., Salas, C., & Moreno, D. (2011). *Moluscos marinos de Andalucía* (Vol. 2). Málaga: Universidad de Málaga, Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico.
- Goffinet G, Jeuniaux C (1979). Distribution et importance quantitative de la chitine dans les coquilles de mollusques. *Cahiers de Biologie Marine*, 20, 341-349.
- Goiffon, M. (2003). Pression foncière et littoralisation à la Martinique. *Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de géographie de Bordeaux*, 56(223), 351-374.
- Goldsmith S, From AH (1980). Arsenic-induced atypical ventricular tachycardia. *New England Journal of Medicine*, 303(19), 1096-1098.
- Gonzalez, J. L. (2017). Contribution à l'étude de la dynamique des contaminants chimiques et à la surveillance du milieu marin: apports de la modélisation et des techniques d'échantillonnage passif.
- Gorgy S, Rakestraw NW, Fox DL (1948). Arsenic in the sea. *Journal of Marine Research*, 7, 22-32.
- Gosling, E. (2015a). *Marine Bivalve Molluscs*. West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons. 508pp.
- Gosling, E. M. (2015b). Fisheries and management of natural populations. *Marine Bivalve Molluscs*. West Sussex, United Kingdom: Wiley, 270-324.
- Goullé JP, Mahieu L, Kintz P (2005). L'arme du crime était dans les cheveux! *Annales de Toxicologie Analytique*, 17(4) 243-245.
- Goullé JP, Mahieu L, Saussereau É, Bouige D, Groenwont S, Lacroix C (2007). Validation d'une technique de dosage multiélémentaire des métaux et métalloïdes dans les ongles par ICP-MS. Valeurs usuelles chez 130 sujets volontaires. *Annales de Toxicologie Analytique* 19(2) 125-134.
- Gower, J., Hu, C., Borstad, G., & King, S. (2006). Ocean color satellites show extensive lines of floating Sargassum in the Gulf of Mexico. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(12), 3619-3625.
- Gower J, Young E, King S (2013). Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sensing Letters* 4, 764-773
- Griffiths CL, Stenton-Dozey JME, Koop K (1983). Kelp wrack and the flow of energy through a sandy beach ecosystem. In *Sandy beaches as ecosystems* (pp. 547-556). Springer, Dordrecht.
- Grouard S, Serrand N(2005). Rapport de fouille programmée du site amérindien de Macabou, rapport au service régional de l'archéologie de Martinique, Fort-de-France, 129 p.
- Grund SC, Hanusch K, Wolf HU (2000). Arsenic and arsenic compounds. Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry
- Guelorget O, Gaujous D, Louis M, Perthuisot JP (1990). Macrobenthos fauna of lagoons in Guadeloupean mangroves (Lesser Antilles): role and expressions of the confinement. *Journal of Coastal Research*, 611-626.
- Guennoc P, Duclos PA (2007). Cartographie morphosédimentologique du domaine côtier de la Martinique. Rapport BRGM RP-56062 66 pp.
- Guillou A, Lagin A (1997). Engins et techniques de pêche de la Martinique. IFREMER, rapport. 218 pp.
- Guiral D, Albaret JJ, Baran E, Bertrand F, Debenay JP, Diouf PS, ..., Sow M (1999). *Les écosystèmes à mangrove. Rivières du Sud. Sociétés et mangroves ouest-africaines*. Cormier-Salem MC, IRD Éditions, Paris, 65-130.
- Guo X, Liu Z, Huang C, You L (2006). Levels of arsenic in drinking-water and cutaneous lesions in Inner Mongolia. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 214-220.
- Guppy M (2001). Chemical Investigation in the green lipped mussel (*Perna viridis*) in the Gulf of Paria, Trinidad. PhD Thesis, Univ. West Indies, St. Augustine, Trinidad and Tobago. 220 p.
- Guzmán-García X, Botello AV, Martínez-Tabche L, González-Márquez H (2009). Effects of heavy metals on the oyster (*Crassostrea virginica*) at Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. *Revista de biología tropical*, 57(4), 955-962.
- HAS(2020). Haute autorité de santé. Arsenic. Recommandations. Service des bonnes pratiques

professionnelles. [https://www.has-sante.fr/upload/docs/application/pdf/2020-03/reco\\_arsenic.pdf](https://www.has-sante.fr/upload/docs/application/pdf/2020-03/reco_arsenic.pdf). Consulté le 10/08/2020

- Haas AF, Jantzen C, Naumann MS, Iglesias-Prieto R, Wild C (2010). Organic matter release by the dominant primary producers in a Caribbean reef lagoon: implication for in situ O<sub>2</sub> availability. *Marine Ecology Progress Series*, 409, 27-39.
- Hajeb, P., Sloth, J. J., Shakibazadeh, S., Mahyudin, N. A., & Afsah-Hejri, L. (2014). Toxic elements in food: Occurrence, binding, and reduction approaches. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 13(4), 457-472.
- Hall, L., & Chang-Yen, I. (1986). Metals in sediments off Trinidad, West Indies. *Marine pollution bulletin*, 17(6), 274-276.
- Han FX, Su Y, Monts DL, Plodinec MJ, Banin A, Triplett GE (2003). Assessment of global industrial-age anthropogenic arsenic contamination. *Naturwissenschaften*, 90(9): 395-401.
- Hanaoka K, Yamamoto H, Kawashima K, Tagawa S, Kaise T (1988). Ubiquity of arsenobetaine in marine animals and degradation of arsenobetaine by sedimentary micro-organisms. *Applied Organometallic Chemistry* 2, 371-376.
- Hanaoka K, Hasegawa S, Kawabe N, Tagawa S, Kaise T (1990). Aerobic and anaerobic degradation of several arsenicals by sedimentary micro-organisms. *Applied Organometallic Chemistry*, 4, 239-243.
- Hanaoka KI, Tagawa S, Kaise T (1992). The degradation of arsenobetaine to inorganic arsenic by sedimentary microorganisms. 623-628. In *Sediment/Water Interactions*. Springer, Dordrecht.
- Hanaoka KI, Nakamura O, Ohno H, Tagawa S, Kaise T (1995). Degradation of arsenobetaine to inorganic arsenic by bacteria in seawater. *Hydrobiologia*, 316(1) 75-80.
- Hanaoka KI, Kaise T (1999). Microbial degradation of arsenobetaine accumulated in marine animals. *Journal of Natural Fisheries University*, 48, 41-47
- Hanaoka KI, Yosida K, Tamano M, Kuroiwa T, Kaise T, Maeda S (2001a) Arsenic in the prepared edible brown alga hijiki, *Hizikia fusiforme*. *Applied Organometallic Chemistry*, 15(6) 561-565.
- Hanaoka KI, Goessler W, Ohno H, Irgolic KJ, Kaise T (2001b). Formation of toxic arsenical in roasted muscles of marine animals. *Applied Organometallic Chemistry* 15(1) 61-66.
- Hansen, H. R., Raab, A., Jaspars, M., Milne, B. F., & Feldmann, J. (2004). Sulfur-containing arsenical mistaken for dimethylarsinous acid [DMA (III)] and identified as a natural metabolite in urine: major implications for studies on arsenic metabolism and toxicity. *Chemical research in toxicology*, 17(8), 1086-1091.
- Hare JA, Alexander MA, Fogarty MJ, Williams EH, Scott JD (2010). Forecasting the dynamics of a coastal fishery species using a coupled climate–population model. *Ecological Applications*, 20(2), 452-464.
- Harpin S (1995). Dictionnaire encyclopédique des technologies créoles (créole-français): La pêche à la Martinique. AMEP Ed., Fort-de-France. 175pp.
- Härtig, C, et Planër-Friedrich B. (2012). Transformation du thioarsenate par des tapis microbiens filamenteux qui prospèrent dans une source d'eau chaude alcaline et sulfidique. *Sciences et technologie de l'environnement*, 46(8), 4348-4356.
- Hasegawa H, Rahman MA, Matsuda T, Kitahara T, Maki T, Ueda K (2009). Effect of eutrophication on the distribution of arsenic species in eutrophic and mesotrophic lakes. *Science of the Total Environment*, 407(4) 1418-1425.
- Hatzenberger F (2001). Paysages et végétations des Antilles. Karthala Éditions. 508pp.
- Health Canada (2008). Guidelines for Canadian drinking water quality— Summary table: Introduction. Health Canada, Ottawa, Ont. Available from [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum\\_guide-res\\_recom/intro-eng.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/intro-eng.php) (Accessed 6 april 2020)
- Heatwole H (1971). Marine-dependent terrestrial biotic communities on some cays in the Coral Sea. *Ecology*, 52(2), 363-366.
- Helm MM, Trueman ER (1967). The effect of exposure on the heart rate of the mussel, *Mytilus edulis* L. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 21(1), 171-177.
- HeMminga MA, Nieuwenhuize J (1990). Seagrass wrack-induced dune formation on a tropical coast (Banc d'Arguin, Mauritania). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(4), 499-502.
- Hennebelle JM (1975). *La coque*. Thèse doctorat vétérinaire, Université de médecine de Créteil, 100p.
- Herlin-Houtteville P, Lubet PE (1975). The sexuality of pelecypod molluscs. In *Intersexuality in the animal kingdom* (pp. 179-187). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Hernandez-Zavala A, Cordova E, Del Razo LM, Cebrian ME, Garrido E (2005). Effects of arsenite on cell cycle progression in a human bladder cancer cell line. *Toxicology*, 207(1) 49-57.
- Hester MW, Mendelsohn IA (1990). Effects of macronutrient and micronutrient additions on

- photosynthesis, growth parameters, and leaf nutrient concentrations of *Uniola paniculata* and *Panicum amarum*. *Botanical Gazette*, 151(1), 21-29.
- Heyman A, Pfeiffer Jr JB, Willett RW, Taylor HM (1956). Peripheral neuropathy caused by arsenical intoxication: a study of 41 cases with observations on the effects of BAL (2, 3, dimercapto-propanol). *New England Journal of Medicine*, 254(9), 401-409.
- Hickman RW, Illingworth J (1980). Condition cycle of the green-lipped mussel *Perna canaliculus* in New Zealand. *Marine Biology*, 60(1), 27-38.
- Hiebenthal C, Philipp EER, Eisenhauer A, Wahl M (2012). Interactive effects of temperature and salinity on shell formation and general condition in Baltic Sea *Mytilus edulis* and *Arctica islandica*. *Aquatic Biology*, 14(3), 289-298.
- Hily C, Duchêne J, Bouchon C, Bouchon-Navaro Y, Gigou A, Payri C, Védie F (2010). *Les herbiers de phanérogames marines de l'outre-mer français*. Hily C, Gabrié C, Duncombe M (Eds). 120 pp.
- Hirano S, Kobayashi Y (2006). Cytotoxic effects of S-(dimethylarsino)-glutathione: a putative intermediate metabolite of inorganic arsenicals. *Toxicology*, 227(1-2) 45-52.
- Hirano S, Kobayashi Y, Cui X, Kanno S, Hayakawa T, Shraim A (2004). The accumulation and toxicity of methylated arsenicals in endothelial cells: important roles of thiol compounds. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198(3), 458-467.
- His E, Cantin C (1995). Biologie et physiologie des coquillages. IFREMER rapport, 118pp.
- His E, Beiras R, Seaman MML (1999). The assessment of marine pollution-bioassays with bivalve embryos and larvae. In *Advances in marine biology* (Vol. 37, pp. 1-178). Academic press.
- His, E., & Beiras, R. (1995). Monitoring fresh and brackish water quality around shellfish farming areas with a bivalve embryo and larva simplified bioassay method. *Oceanologica acta*, 18(5), 591-595.
- Hogben N, Lumb FE (1967). Ocean wave statistics. National Physical Laboratory. 263 pp.
- Holguin Quiñones, O., Wright López, H., & Félix Pico, E. F. (2000). Moluscos intermareales y de fondos someros de la Bahía de Loreto, BCS, México.
- Hopkin SP (1993). Ecological implications of '95% protection levels' for metals in soil. *Oikos*, 137-141.
- Hopkins AE (1949). Determination of condition of oysters. *Science* 110, 567-568.
- Horn DP, Li L, Holmes P (2003). Measurement and modelling of gravel beach groundwater response to wave run-up. In *Coastal sediments. Chemistry*, 15(6) 561-565.
- Hou Y, Xue P, Woods CG, Wang X, Fu J, Yarborough K, Qu W, Zhang Q, Andersen ME, Pi J (2013) Association between arsenic suppression of adipogenesis and induction of CHOP10 via the endoplasmic reticulum stress response. *Environmental Health Perspective* 121(2) 237-243.
- Houlbrèque, F., Hervé-Fernández, P., Teyssié, J. L., Oberhaensli, F., Boisson, F., & Jeffrey, R. (2011). Cooking makes cadmium contained in Chilean mussels less bioaccessible to humans. *Food chemistry*, 126(3), 917-921.
- Huang C, Ke Q, Costa M, Shi X (2004). Molecular mechanisms of arsenic carcinogenesis. *Molecule Cell Biochemistry*, 255, 57-66.
- Huang YK, Tseng CH, Huang YL, Yang MH, Chen CJ, Hsueh YM (2007). Arsenic methylation capability and hypertension risk in subjects living in arseniasis-hyperendemic areas in southwestern Taiwan. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 218(2) 135-142.
- Huang J, Huang R, Jiao JJ, Chen K (2007). Speciation and mobility of heavy metals in mud in coastal reclamation areas in Shenzhen, China. *Environmental Geology*, 53(1), 221-228.
- Hughes MF, Thompson DJ (1996). Subchronic dispositional and toxicological effects of arsenate administered in drinking water to mice. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 49(2), 177-196.
- Huynh, T. (2018). Arsenic oral: la voie est libre dans les leucémies aiguës promyélocyaires de faible risque. *Hématologie* 24(4), 258-259.
- IARC (1987). *Summaries & evaluations: Arsenic and arsenic compounds (Group 1)*. Lyon, International Agency for Research on Cancer, p. 100 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7; <http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/arsenic.html>. Accessed 2 April 2020
- Iedom (2018). L'économie bleue dans l'Outre-mer. *Les Notes de l'Institut d'émission*. Janvier 2018. [https://www.iedom.fr/IMG/pdf/iedom\\_economie\\_de\\_la\\_mer\\_2018.pdf](https://www.iedom.fr/IMG/pdf/iedom_economie_de_la_mer_2018.pdf). Consulté le 10/08/2020.
- Idardare Z, Moukrim A, Chiffolleau JF, Alla AA (2011). Trace metals in the clam *Donax trunculus* L. from the Bouadisse sandy beach, discharge zone of a plant sewage outfall in Agadir Bay (Morocco). In *Proceedings of the Fifth International Symposium on Sandy Beaches*, Rabat, Morocco.

- Ifremer SIH (2018). Observation des Marées au débarquement - OBSDEB > Fiche Métier Doucine - Année : 2018 - Martinique <https://archimer.ifremer.fr/doc/00491/60287/63716.pdf>
- Impact-mer, 2009. Potentiel écologique des mangroves de Martinique. Caractérisation morphologique et biologique de la frange littorale. Rapport final, Diren Martinique, 77pp (+6pp annexes)
- Impact-mer, 2011. Evolution spatiale des mangroves de Martinique. Rapport d'étude, pour : DEAL Martinique, 109 pp ( + 3 pp annexes)
- Impact-Mer (2018). Echouage de sargasses pélagiques sur les côtes martiniquaises et impacts sur les écosystèmes littoraux : Poissons associés à la sargasse et impact sur les mangroves et herbiers. Rapport pour la DEAL Martinique, 49 pp
- Ince R, Hyndes GA, Lavery PS, Vanderklift MA (2007). Marine macrophytes directly enhance abundances of sandy beach fauna through provision of food and habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(1-2), 77-86.
- INERIS (2010). Toxicological and environmental data sheet for arsenic. INERIS IPCS (2013). SODIUM ARSENATE DIBASIC. IPCS INCHEM. <http://www.inchem.org/documents/icsc/icsc/eics1208.htm>. Consulté le 1 Avril 2020.
- INERIS (2016). Choice of toxicological reference values - INERIS methodology. Impact of human activities on health .DRC161561961130. <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/drc-16-156196-11306a-1494926651.pdf> . Consulté le 20 Avril 2020.
- INERIS (2007). Development of new reference toxicological values for arsenic. INERIS–DRC078345112360A. [https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/arsenic\\_drc.pdf](https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/arsenic_drc.pdf). Consulté le 1 Avril 2020.
- INERIS (2018). Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 31 décembre 2017. Publication Ineris - INERIS-DRC-17-164559-10404A - Mise en ligne le 21/03/2018. Consulté le 10/06/2020.
- INSEE (2018). Statistiques et études. Recensement de la population en Martinique. *INSEE FLASH MARTINIQUE* No 108, Paru le : 27/12/2018
- Ishizaki M (1979). Arsenic content in foods on the market and its average daily intake. *Nippon Eiseigaku Zasshi (Japanese Journal of Hygiene)*, 34(4): 605-611
- Jackson BP, Taylor VF, Karagas MR, Punshon T, Cottingham KL (2012). Arsenic, organic foods, and brown rice syrup. *Environmental Health Perspective*, 120(5), 623-626.
- Jackson JB (1973). Ecology of mollusks of *Thalassia* communities, Jamaica, west-indies. 1. distribution, environmental physiology, and ecology of common shallow-water species. *Bulletin of Marine Science*, 23(2), 313-350.
- Jackson WA, Pardue JH (1998). Assessment of metal inhibition of reductive dechlorination of hexachlorobenzene at a superfund site. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 17(8), 1441-1446.
- Jacob DE, Soldati AL, Wirth R, Huth J, Wehrmeister U, Hofmeister W (2008). Nanostructure, composition and mechanisms of bivalve shell growth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(22), 5401-5415.
- Jeanson M, Dolique F, Sedrati M, Cohen O, Bertier J, Cavalin A, Charpentier J, Anthony EJ (2016). Wave modifications across a coral reef: Cap Chevalier, Martinique Island. *Journal of Coastal Research* 75(sp1) 582-586.
- [JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. (1983). Evaluation of certain food additives and contaminants: twenty-seventh report of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), (1989). WHO Technical Report Series 759, WHO, Geneva, Switzerland.
- Jenkins RO, Ritchie AW, Edmonds JS, Goessler W, Molenat N, Kuehnelt D, Sutton PG (2003) Bacterial degradation of arsenobetaine via dimethylarsinoylacetate. *Archives of Microbiology*, 180(2), 142-150.
- Jerardino, A., & Marean, C. W. (2010). Shellfish gathering, marine paleoecology and modern human behavior: perspectives from cave PP13B, Pinnacle Point, South Africa. *Journal of Human Evolution*, 59(3-4), 412-424.
- Jia Y, Wang L, Ma L, Yang Z (2018). Speciation analysis of six arsenic species in marketed shellfish: extraction optimization and health risk assessment. *Food Chemistry*, 244, 311-316.
- Jiang JQ, Ashekuzzaman SM, Jiang A, Sharifuzzaman SM, Chowdhury SR (2013). Arsenic contaminated groundwater and its treatment options in Bangladesh. *International Journal of*



*Environmental Research and Public Health*, 10(1) 18-46.

- Jickells TD (1998). Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science*, 281(5374), 217-222.
- Johannes RE, Betzer SB (1975). Introduction: Marine communities respond differently to pollution in the tropics than at higher latitudes. In *Elsevier Oceanography Series* (Vol. 12, pp. 1-12). Elsevier.
- Johnson DR, Ko DS, Franks JS, Moreno P, Sanchez-Rubio G (2013). The Sargassum Invasion of the Eastern Caribbean and Dynamics of the Equatorial North Atlantic. *Proceedings of the 65th gulf and caribbean fisheries institute*, 102-103.
- Johnson DL, Burke RM (1978). Biological mediation of chemical speciation II. Arsenate reduction during marine phytoplankton blooms. *Chemosphere*, 7(8), 645-648.
- Johnson DS (2006). Category, narrative, and value in the governance of small-scale fisheries. *Marine Policy*, 30(6), 747-756.
- Joseph P (2006). Hypothèses sur l'évolution de la végétation littorale des Petites Antilles depuis l'époque précolombienne: le cas de la Martinique. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://journals.openedition.org/cybergeo/1784>
- Julian D, Dalia WE, Arp AJ (1998). Neuromuscular sensitivity to hydrogen sulfide in the marine invertebrate *Urechis caupo*. *Journal of Experimental Biology*, 201(9), 1393-1403.
- Julshamm K, Lundebye AK, Heggstad K, Berntssen MHG, Boe B (2004). Norwegian monitoring programme on the inorganic and organic contaminants in fish caught in the Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea, 1994–2001. *Food and Additives Contamination*, 21(4) 365-376.
- Kachi N, Hirose T (1983). Limiting nutrients for plant growth in coastal sand dune soils. *The Journal of Ecology*, 937-944.
- Kahle J, Zauke GP (2003). Bioaccumulation of trace metals in the Antarctic amphipod *Orchomene plebs*: evaluation of toxicokinetic models. *Marine environmental research*, 55(5), 359-384.
- Kaise T, Fukui S (1992). The chemical form and acute toxicity of arsenic compounds in marine organisms. *Applied Organometallic Chemistry*, 6(2) 155-160.
- Kaise T, Ochi T, Oya-Ohta Y, Hanaoka KI, Sakurai T, Saitoh T, Matsubara C (1998). Cytotoxicological aspects of organic arsenic compounds contained in marine products using the mammalian cell culture technique. *Applied Organometallic Chemistry*, 12(2) 137-143.
- Kaise T, Watanabe S, Itoh K (1985). The acute toxicity of arsenobetaine. *Chemosphere* 14(9) 1327-1332.
- Kaise T, Horiguchi Y, Fukui S, Shiomi K, Chino M, Kikuchi T (1992). Acute toxicity and metabolism of arsenocholine in mice. *Applied Organometallic Chemistry*, 6(4), 369-373.
- Kalogeropoulos, N., Karavoltzos, S., Sakellari, A., Avramidou, S., Dassenakis, M., & Scoullou, M. (2012). Heavy metals in raw, fried and grilled Mediterranean finfish and shellfish. *Food and Chemical Toxicology*, 50(10), 3702-3708.
- Kamijo Y, Soma K, Asari Y, Ohwada T (1998). Survival after massive arsenic poisoning self-treated by high fluid intake. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*, 36(1-2), 27-29.
- Kapper MA, Stickle WB (1987). Metabolic responses of the estuarine gastropod *Thais haemastoma* to hypoxia. *Physiological Zoology*, 60(1), 159-173.
- Karadjova IB, Slaveykova VI, Tsalev DL (2008). The biouptake and toxicity of arsenic species on the green microalga *Chlorella salina* in seawater. *Aquatic Toxicology*, 87(4) 264-271.
- Karthikeyan S, Rao TP, Iyer CSP (1999). Determination of arsenic in sea water by sorbent extraction with hydride generation atomic absorption spectrometry. *Talanta*, 49(3), 523-530.
- Katano S, Matsuo Y, Hanaoka KI (2003). Arsenic compounds accumulated in pearl oyster *Pinctada fucata*. *Chemosphere*, 53(3): 245-251.
- Kathiresan K, & Bingham, B. L. (2001). Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in marine biology*, 40, 84-254.
- Kelleher, K., Westlund L, Hoshino E, Mills D, Willmann R, de Graaf G, BruMmett R (2012). Hidden harvest: The global contribution of capture fisheries. *Worldbank ; WorldFish*.
- Kellogg JL (1903). Feeding habits and growth of *Venus mercenaria*. *Bulletin of New York State Museum*. 71 pp.
- Kellogg JL (1915). Ciliary mechanisms of lamellibranchs with descriptions of anatomy. *Journal of Morphology*, 26, 625-701.
- Kerkvliet NI, Steppan LB, Koller LD, Exon JH (1980). Immunotoxicology studies of sodium arsenate-effects of exposure on tumor growth and cell-mediated tumor immunity. *Journal of Environmental and Pathological Toxicology*, 4(5-6) 65-79.
- Kersjes MP, Maurer JR, Trestrail JH, McCoy DJ (1987). An analysis of arsenic exposures referred to the Blodgett Regional Poison Center. *Veterinary and Human Toxicology*, 29(1) 75-78.

- Kersjes MP, Maurer JR, Trestrail JH, McCoy DJ (1987). An analysis of arsenic exposures referred to the Blodgett Regional Poison Center. *Veterinary and Human Toxicology*, 29(1), 75-78.
- Kesavan K, Murugan A, Venkatesan V, Kumar V (2013). Heavy metal accumulation in molluscs and sediment from Uppanar estuary, southeast coast of India. *Thalassas*, 29(2), 15-21.
- Kim YT, Lee H, Yoon HO, Woo NC (2016). Kinetics of dimethylated thioarsenicals and the formation of highly toxic dimethylmonothioarsinic acid in environment. *Environmental Science and Technology*, 50(21), 11637-11645.
- Kirby J, Maher W, Chariton A, Krikowa F (2002). Arsenic concentrations and speciation in a temperate mangrove ecosystem, NSW, Australia. *Applied Organometallic Chemistry*, 16(4), 192-201.
- Kjerfve B (1981). Tides of the Caribbean sea. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 86(C5), 4243-4247.
- Klaassen CD, Liu J, Choudhuri S (1999). Metallothionein: an intracellular protein to protect against cadmium toxicity. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 39(1), 267-294.
- Klein, R. G., Avery, G., Cruz-Uribe, K., Halkett, D., Parkinson, J. E., Steele, T., ... & Yates, R. (2004). The Ysterfontein 1 Middle Stone Age site, South Africa, and early human exploitation of coastal resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(16), 5708-5715.
- Kleinübing SJ, Da Silva EA, Da Silva MGC, Guibal E (2011). Equilibrium of Cu (II) and Ni (II) biosorption by marine alga *Sargassum filipendula* in a dynamic system: competitiveness and selectivity. *Bioresource Technology*, 102(7), 4610-4617.
- Kligerman AD, Doerr CL, Tennant AH, Harrington-Brock K, Allen JW, Winkfield E, Poorman-Allen P, Kundu B, Funasaka K, Roop BC, Mass MJ, DeMarini DM (2003). Methylated trivalent arsenicals as candidate ultimate genotoxic forms of arsenic: induction of chromosomal mutations but not gene mutations. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 42(3) 192-205.
- Koch I, McPherson K, Smith P, Easton L, Doe KG, Reimer KJ (2007). Arsenic bioaccessibility and speciation in clams and seaweed from a contaminated marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 54(5) 586-594.
- Kock WD (1983). Accumulation of Cadmium and Polychlorinated Biphenyls by *Mytilus edulis* Transplanted from Pristine Water into Pollution Gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(S2): s282-s294
- Kraeuter JN, Castagna M (Eds.). (2001). *Biology of the hard clam*. Elsevier Science Ltd. 772 pp.
- Kreeger DA, Newell RIE (1996). Ingestion and assimilation of carbon from cellulolytic bacteria and heterotrophic flagellates by the mussels *Geukensia demissa* and *Mytilus edulis* (*Bivalvia*, *Mollusca*). *Aquatic Microbial Ecology*, 11(3), 205-214.
- Kreeger DA, Newell RI (2001). Seasonal utilization of different seston carbon sources by the ribbed mussel, *Geukensia demissa* (Dillwyn) in a mid-Atlantic salt marsh. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 260(1), 71-91.
- Krishnakumar PK, Qurban MA, Stiboller M, Nachman KE, Joydas TV, Manikandan KP, Mushir SA, Francesconi KA (2016). Arsenic and arsenic species in shellfish and finfish from the western Arabian Gulf and consumer health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 566, 1235-1244
- Krishnakumar PK, Qurban MA, Sasikumar G (2018). Biomonitoring of trace metals in the coastal waters using bivalve molluscs. *Trace Elements: Human Health and Environment*, 153. DOI: 10.5772/intechopen.76938
- Krishnamohan M (2007). Carcinogenicity of monomethylarsonous acid (MMAIII) and sodium arsenate (AsV) and identification of early warning biomarkers. Ph.D Thesis, University of Queensland
- Kristensen E (2000). Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. In *Life at interfaces and under extreme conditions* (pp. 1-24). Springer, Dordrecht.
- Krüger K, Straub H, Hirner AV, Hippler J, Binding N, Mußhoff U (2009). Effects of monomethylarsonic and monomethylarsonous acid on evoked synaptic potentials in hippocampal slices of adult and young rats. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 236(1) 115-123.
- Kubachka KM, Kohan MC, Herbin-Davis K, Creed JT, Thomas DJ (2009). Exploring the *in vitro* formation of trimethylarsine sulfide from dimethylthioarsinic acid in anaerobic microflora of mouse cecum using HPLC-ICP-MS and HPLC-ESI-MS. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 239(2) 137-143.
- Kumar KP, Devi VU (1998). Accumulation of copper and zinc by two intertidal gastropods and their

- potential as biological monitors. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 67(1-2), 71-81.
- Kuyucak N, Volesky B (1988). Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions. *Biotechnology Letters*, 10(2) 137-142.
- Labat JB, Nouveau voyage aux isles de l'Amérique, Éditions des Horizons Caraïbes, Fort-de-France, Martinique. 420 pp.
- Laborel-Deguen F (1984). Les herbiers de Phanérogames de la Martinique. Mission Corantilles 2. 120pp.
- Lagadic L, Caquet T, Ramade F (1994). The role of biomarkers in environmental assessment (5). Invertebrate populations and communities. *Ecotoxicology*, 3(3), 193-208.
- Lai WWM, Cullen WR, Ray S (1999). Arsenic speciation in scallops. *Marine Chemistry*, 66(1-2) 81-89.
- Lai WWM, Sun Y, Ting E, Cullen WR, Reimer KJ (2004). Arsenic speciation in human urine: are we all the same? *Toxicology and Applied Pharmacology*, 198(3) 297-306.
- Lakshmanan PT, Nambisan PK (1989). Bioaccumulation and depuration of some trace metals in the mussel, *Perna viridis* (Linnaeus). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 43(1), 131-138.
- Lamy D, Pointier JP (2017). Marine and Freshwater Molluscs of the French Caribbean: Vol. 2. PLB FWI 785p.
- Langdon CJ, Newell RI (1990). Utilization of detritus and bacteria as food sources by two bivalve suspension-feeders, the oyster *Crassostrea virginica* and the mussel *Geukensia demissa*. *Marine Ecology Progress Series*, 299-310.
- Langston WJ (1983). The behavior of arsenic in selected United Kingdom estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(S2), s143-s150.
- Langston WJ, Bryan GW (1984). The relationships between metal speciation in the environment and bioaccumulation in aquatic organisms. In *Complexation of trace metals in natural waters* (pp. 375-392). Springer, Dordrecht.
- Lapointe, B. E. (1986). Phosphorus-limited photosynthesis and growth of Sargassum natans and Sargassum fluitans (Phaeophyceae) in the western North Atlantic. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 33(3), 391-399.
- Lapointe, B. E. (1995). A comparison of nutrient-limited productivity in Sargassum natans from neritic vs. oceanic waters of the western North Atlantic Ocean. *Limnology and oceanography*, 40(3), 625-633.
- Lawrence DR, Scott GI (1982). The determination and use of condition index of oysters. *Estuaries*, 5, 23-27.
- Le Cren ED (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 201-219.
- Le Gall S, Hassen M, Le Gall P (1997). Ingestion of a bacterivorous ciliate by the oyster *Crassostrea gigas*: protozoa as a trophic link between picoplankton and benthic suspension-feeders. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 301-306.
- Le Pennec M, Beninger PG (2000). Reproductive characteristics and strategies of reducing-system bivalves. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 126(1) 1-16.
- Le Quesne PM, McLeod JG (1977). Peripheral neuropathy following a single exposure to arsenic: clinical course in four patients with electrophysiological and histological studies. *Journal of the Neurological Sciences*, 32(3) 437-451.
- Le SX, Cullen WR, Reimer KJ (1994). Speciation of arsenic compounds in some marine organisms. *Environmental Science and Technology*, 28(9), 1598-1604.
- Leblanc, J.C., Guerin, T., Noel, L., Calamassi-Tran, G., Volatier, J.L. et Verger, P., (2005). Dietary exposure estimates of 18 elements from the 1st French Total Diet Study. *Food Additives and Contaminants*, 22(7): 624-641.
- LeBlanc, P. J., & Jackson, A. L. (1973). Arsenic in marine fish and invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*, 4(6), 88-90.
- Lechaire JP, Frébourg G, Gaill F, Gros O (2006). In situ localization of sulphur in the thioautotrophic symbiotic model *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791) by cryo-EFTEM microanalysis. *Biology of the Cell*, 98(3), 163-170.
- Lee WY, Wang WX (2001). Metal accumulation in the green macroalga *Ulva fasciata*: effects of nitrate, ammonium and phosphate. *Science of the Total Environment*, 278(1-3), 11-22.
- Legrand H (2010). *Cartographie des biocénoses benthiques du littoral martiniquais et eutrophisation en zone récifale en relation avec les sources de pression d'origine anthropique* (Doctoral dissertation, Thèse, Université des Antilles et de la Guyane). 297pp.
- Legrand H, Lenfant P, Sotheran IS, Foster-Smith RL, Galzin R, Maréchal JP (2010). Mapping marine

- benthic habitats in Martinique (French West Indies). *Caribbean Journal of Science*, 46(2–3), 267-282.
- Lehane C, Davenport J (2002). Ingestion of mesozooplankton by three species of bivalve; *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule* and *Aequipecten opercularis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82(4), 615-619.
- Lehane C, Davenport J (2006). A 15-month study of zooplankton ingestion by farmed mussels (*Mytilusedulis*) in Bantry Bay, Southwest Ireland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 645–652.
- Lenes JM, Walsh JJ, Otis DB, Carder KL (2005). Iron fertilization of Trichodesmium off the west coast of Barbados: A one-dimensional numerical model. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 52(6), 1021-1041.
- Leusch, A., Holan, Z. R., & Volesky, B. (1995). Biosorption of heavy metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) by chemically-reinforced biomass of marine algae. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 62(3), 279-288.
- Leusch, A., Holan, Z. R., & Volesky, B. (1997). Solution and particle effects on the biosorption of heavy metals by seaweed biomass. *Applied biochemistry and biotechnology*, 61(3), 231-249.
- Levinton JS, Ward JE, Thompson RJ (1996). Biodynamics of particle processing in bivalve molluscs: models, data, and future directions. *Invertebrate Biology* 115, 232-242.
- Lewis III RR, Estevez ED (1988). The ecology of Tampa Bay, Florida: an estuarine profile (No. BR-85 (7.18). Mangrove Systems, Inc., Tampa, FL (USA); Mote Marine Lab., Sarasota, FL (USA).
- Li W, Wei C, Zhang C, Van Hulle M, Cornelis R, Zhang X (2003). A survey of arsenic species in Chinese seafood. *Food Chemistry Toxicology*, 41(8) 1103-1110.
- Liao, W., Wang, G., Li, K., & Zhao, W. (2018). Change of arsenic speciation in shellfish after cooking and gastrointestinal digestion. *Journal of agricultural and food chemistry*, 66(29), 7805-7814.
- Liao, H., Huang, X., Feng, J., Han, D., Zhou, Y., Chen, X., & Cheng, J. (2019). Variation of wastewater contaminants in China and source identification using hierarchical clustering based on weighted factor scores. *Water Science and Technology*, 79(8), 1527-1533.
- Liao, W., Zhao, W., Wu, Y., Rong, N., Liu, X., Li, K., & Wang, G. (2020). Multiple metal (loid) s bioaccessibility from cooked seafood and health risk assessment. *Environmental geochemistry and health*, 1-14.
- Liberge M, Gros O, Frenkiel L (2001). Lysosomes and sulfide-oxidizing bodies in the bacteriocytes of *Lucina pectinata*, a cytochemical and microanalysis approach. *Marine Biology*, 139(3), 401-409.
- Liehr GA, Zettler ML, Leipe T, Witt G (2005). The ocean quahog *Arctica islandica* L.: a bioindicator for contaminated sediments. *Marine Biology*, 147, 671–679.
- Lino, A. S., Galvão, P. M. A., Longo, R. T. L., Azevedo-Silva, C. E., Dorneles, P. R., Torres, J. P. M., & Malm, O. (2016). Metal bioaccumulation in consumed marine bivalves in Southeast Brazilian coast. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 34, 50-55.
- Little RE, Kay GN, Cavender JB, Epstein AE, Plumb VJ (1990). Torsade de pointes and T-U wave alternans associated with arsenic poisoning. *Pacing and Clinical Electrophysiology*, 13(2), 164-170.
- Littler MM, Littler DS, Brooks BL (2010). The effects of nitrogen and phosphorus enrichment on algal community development: Artificial mini-reefs on the Belize Barrier Reef sedimentary lagoon. *Harmful Algae*, 9(3), 255-263.
- Littler MM, Taylor PR, Littler DS (1983). Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. *Coral Reefs*, 2(2), 111-118.
- Liu CW, Liang CP, Huang FM, Hsueh YM (2006). Assessing the human health risks from exposure of inorganic arsenic through oyster (*Crassostrea gigas*) consumption in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 361(1-3), 57-66.
- Liu CW, Liang CP, Lin KH, Jang CS, Wang SW, Huang YK, Hsueh YM (2007). Bioaccumulation of arsenic compounds in aquacultural clams (*Meretrix lusoria*) and assessment of potential carcinogenic risks to human health by ingestion. *Chemosphere*, 69(1) 128-134.
- Lobel PB, Wright DA (1982a). Total body zinc concentration and allometric growth ratios in *Mytilus edulis* collected from different shore levels. *Marine Biology*, 66(3), 231-236.
- Lobel PB, Wright DA (1982b). Relationship between body zinc concentration and allometric growth measurements in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, 66(2), 145-150.
- Lorenzana RM, Yeow AY, Colman JT, Chappell LL, Choudhury H. (2009). Arsenic in seafood: speciation issues for human health risk assessment. *Human Ecology Risk Assessment*, 15(1) 185-200.

- Loret P, Pastoureaud A, Bacher C, Delesalle B (2000a). Phytoplankton composition and selective feeding of the pearl oyster *Pinctada margaritifera* in the Takapoto lagoon (Tuamotu Archipelago, French Polynesia): in situ study using optical microscopy and HPLC pigment analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 199, 55-67.
- Loret P, Le Gall S, Dupuy C, Blanchot J, Pastoureaud A, Delesalle B, ...,Jonquières G (2000b). Heterotrophic protists as a trophic link between picocyanobacteria and the pearl oyster *Pinctada margaritifera* in the Takapoto lagoon (Tuamotu Archipelago, French Polynesia). *Aquatic Microbial Ecology*, 22(3) 215-226.
- Louis, M. 1983. Biologie, Écologie et Dynamique des Populations de Poissons dans les Mangroves de Guadeloupe (Antilles Françaises).Thèse d'État. Laboratoire d'hydrobiologie Marine, Université desSciences et Techniques du Languedoc (Montpellier). Lab. de Biol. An., UAG 306 pp.
- Luna, A. S., Costa, A. L., da Costa, A. C. A., & Henriques, C. A. (2010). Competitive biosorption of cadmium (II) and zinc (II) ions from binary systems by *Sargassum filipendula*. *Bioresource Technology*, 101(14), 5104-5111.
- Luna-Acosta, A., Budzinski, H., Le Menach, K., Thomas-Guyon, H., & Bustamante, P. (2015). Persistent organic pollutants in a marine bivalve on the Marennes-Oléron Bay and the Gironde Estuary (French Atlantic Coast)—part 1: bioaccumulation. *Science of The Total Environment*, 514, 500-510.
- Lüning K (1990). Seaweeds: their environment, biogeography, and ecophysiology. John Wiley & Sons.544pp.
- Luoma SN (1983). Bioavailability of trace metals to aquatic organisms -A review. *Science of the Total Environment* 28, 3–22.
- Luoma SN, Rainbow PS (2005). Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environmental Science and Technology*, 39(7), 1921-1931.
- Luvonga C, Rimmer CA, Yu LL, Lee SB (2020). Organoarsenicals in Seafood: Occurrence, Dietary Exposure, Toxicity, and Risk Assessment Considerations—A Review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 68(4), 943-960.
- Ma Z, Lin L, Wu M, Yu H, Shang T, Zhang T, Zhao M (2018). Total and inorganic arsenic contents in seaweeds: Absorption, accumulation, transformation and toxicity. *Aquaculture*, 497, 49-55.
- MacKenzie CLJr, Morrison A, Taylor DL, Burrell Jr VG, Arnold WS, Wakida-Kusunoki AT (2002). Quahogs in eastern North America: Part I, biology, ecology, and historical uses. *Marine Fisheries Review*, 64(2), 1-56.
- MacKenzie CL Jr., Burnell VG Jr, Rosenfield A, Hobart WL (Eds.) 1997. The history, present condition, and future of molluscan fisheries of North and Central America and Europe. US Dept of Commerce, NOAA Technical Reports 127(1):234 pp ;
- Mackey AP, Mackay S (1996). Spatial distribution of acid-volatile sulphide concentration and metal bioavailability in mangrove sediments from the Brisbane River, Australia. *Environmental Pollution*, 93(2), 205-209.
- Macnae W (1963). Mangrove swamps in south Africa. *Journal of Ecology*, 51(1), 1-25.
- Maher WA, Clarke SM (1984) The occurrence of arsenic in selected marine macroalgae from two coastal areas of South Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 15(3) 111-112.
- Maher WA (1985). Distribution of arsenic in marine animals: relationship to diet. *Comparative biochemistry and physiology. C, Comparative Pharmacology and Toxicology*, 82(2), 433-434.
- Maher W, Foster S, Krikowa F (2009). Arsenic species in Australian temperate marine food chains. *Marine and Freshwater Research*, 60(9), 885-892.
- Maher W, Foster S, Krikowa F, Duncan E, Raber G, Francesconi KA (2012). Arsenic in marine organisms: New species and new analytical approaches. In *Understanding the Geological and Medical Interface of Arsenic-As 2012: Proceedings of the 4th International Congress on Arsenic in the Environment, 22-27 July 2012, Cairns, Australia* (p. 363). CRC Press.\*
- Maher WA, Foster S, Krikowa F, Duncan E, St John A, Hug K, Moreau JW (2013). Thioarsenic species measurements in marine organisms and geothermal waters. *Microchemistry Journal*, 111, 82-90.
- Maher WA, Duncan E, Dilly G, Foster S, Krikowa F, Lombi E, ..., Girguis P. (2016). Arsenic concentrations and species in three hydrothermal vent worms, *Ridgeia piscesae*, *Paralvinella sulficola* and *Paralvinella palmiformis*. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 116, 41-48.
- Maher W, Duncan E, Martin H, Snell P, Krikowa F, Jagtap R, ..., Ellwood MJ (2018). Arsenic concentrations and speciation in Australian and imported rice and commercial rice products. *Environmental Chemistry*, 15(7), 387-402.

- Maher WA, Waring, J., Krikowa, F., Duncan, E., & Foster, S (2018). Ecological factors affecting the accumulation and speciation of arsenic in twelve Australian coastal bivalve molluscs. *Environmental Chemistry*, 15(2), 46-57.
- Maji S, Ghosh I, Mukherjee K, Sahu SK, Biswas J (2016). Recurrent arsenic induced cancers over 20 years: a surgeon's nightmare! *Sri Lanka Journal of Surgeries*, 34(4).
- Malea P, Kevrekidis T (2014). Trace element patterns in marine macroalgae. *Science of the Total Environment*, 494, 144-157.
- Manahan DT, Wright SH, Stephens GC (1983). Simultaneous determination of net uptake of 16 amino acids by a marine bivalve. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 244(6), R832-R838.
- Mandal BK, Suzuki KT (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta* 58, 201-235.
- Manoj Nair R, Appukkuttan KK (2003). Effect of temperature on the development, growth, survival and settlement of green mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758). *Aquaculture Research*, 34(12), 1037-1045.
- Marean, C. W., Bar-Matthews, M., Bernatchez, J., Fisher, E., Goldberg, P., Herries, A. I., ... & Nilssen, P. J. (2007). Early human use of marine resources and pigment in South Africa during the Middle Pleistocene. *Nature*, 449(7164), 905-908.
- Marafante E, Vahter M, Dencker L (1984). Metabolism of arsenocholine in mice, rats and rabbits. *Science of the Total Environment*, 34(3), 223-240.
- Marc JV (2003). Les Îlets du Robert et du François (Martinique): entre environnement et développement. Editions Publibook.
- Marchand C, Lallier-Vergès E, Allenbach M (2011). Redox conditions and heavy metals distribution in mangrove forests receiving effluents from shrimp farms (Teremba Bay, New Caledonia). *Journal of Soils and Sediments*, 11(3), 529-541.
- Marín A (1982). Crecimiento y producción en una población natural de la almeja, *Asaphis deflorata* (*Eulamellibranchia: Sanguinolaridae*). Trabajo de Grado, Lic. Biología, Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela.
- Marin F, Luquet G (2004). Molluscan shell proteins. *Comptes Rendus Palevol*, 3(6-7), 469-492.
- Marsha D Ford (1998) Arsenic. Toxicologic emergencies. Norwalk. LR Golfrank, NE Flomenbaum, NA Lewin, RS Weisman and MA Howland Eds. vol Appleton-Century-Crofts, 1261-12736.
- Martin JM, Whitfield M (1983). The significance of the river input of chemical elements to the ocean. In Trace metals in sea water (pp. 265-296). Springer, Boston, MA.
- Martin MH, Coughtrey PJ, Young EW (1976). Observations on the availability of lead, zinc, cadmium and copper in woodland litter and the uptake of lead, zinc and cadmium by the woodlouse, *Oniscus asellus*. *Chemosphere*, 5(5), 313-318.
- Martinez VD, Vucic EA, Becker-Santos DD, Gil L, Lam WL (2011). Arsenic exposure and the induction of human cancers. *Journal of Toxicology*, 431287.
- Mason, A.Z., Jenkins, K.D., 1995. *Metal detoxification in aquatic organisms*. In: Tessier A, Turner D. (Eds.), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*, pp 479-608. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Mass MJ, Tennant A, Roop BC, Cullen WR, Styblo M, Thomas DJ, Kligerman AD (2001.). Methylated trivalent arsenic species are genotoxic. *Chemistry Research and Toxicology*, 14(4), 355-361.
- Massadeh AM, Allah A, Al-Massaedh T (2018). Determination of heavy metals in canned fruits and vegetables sold in Jordan market. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(2), 1914-1920.
- Masscheleyn PH, Delaune RD, Patrick WH (1991). Arsenic and selenium chemistry as affected by sediment redox potential and pH. *Journal of Environmental Quality*, 20(3) 522-527.
- Mathews T, Fisher NS. (2009). Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. *Science of the Total Environment*, 407(18), 5156-5161.
- Mato-Fernández MJ, Otero-Rey JR, Moreda-Pineiro J, Alonso-Rodríguez E, López-Mahía P, Muniategui-Lorenzo S, Prada-Rodríguez D (2007). Arsenic extraction in marine biological materials using pressurised liquid extraction. *Talanta*, 71(2), 515-520.
- Matos, J., Lourenço, H. M., Brito, P., Maulvault, A. L., Martins, L. L., & Afonso, C. (2015). Influence of bioaccessibility of total mercury, methyl-mercury and selenium on the risk/benefit associated to the consumption of raw and cooked blue shark (*Prionace glauca*). *Environmental research*, 143, 123-129.
- Matschullat J (2000). Arsenic in the geosphere—a review. *Science of the Total Environment*, 249(1-3) 297-312.
- Mauil EA, Ahsan H, Edwards J, Longnecker MP, Navas-Acien A, Pi J, Silbergeld EK, Styblo M, Tseng C-H, Thayer KA, Loomis D (2012). Evaluation of the association between arsenic and

- diabetes: a National Toxicology Program workshop review. *Environmental Health Perspective*, 120(12) 1658-1670.
- Mauvois G (1982). *Case-Navire: choses et gens de naguère*. Editions E. Désormeaux. 118pp.
- McLachlan A, Defeo O (2001). *Coastal beach ecosystems*. Encyclopedia of Biodiversity. Academic Press, New York, 741-751.
- McLachlan A, Erasmus T, Dye AH, Wooldridge T, Van der Horst G, Rossouw G, McGwynne L (1981). Sand beach energetics: an ecosystem approach towards a high energy interface. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13(1), 11-25.
- McSheehy S, Szpunar J, Lobinski R, Haldys V, Tortajada J, Edmonds JS (2002). Characterization of Arsenic Species in Kidney of the Clam *Tridacna derasa* by Multidimensional Liquid Chromatography-ICPMS and Electrospray Time-of-Flight Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry*, 74(10), 2370-2378.
- McSheehy S, Szpunar J, Morabito R, Quevauviller P(2003). The speciation of arsenic in biological tissues and the certification of reference materials for quality control. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 22(4), 191-209.
- Meharg AA, Hartley-Whitaker J (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Physiology*154, 29–43
- Merle B, Deschamps V, Merle, S (2008). Health and Food Behaviour Survey in Martinique (Escal 2003-2004). Results of the 'Food consumption and nutritional intake' component. Invs, University P, 13. In French
- Meyer-Reil LA, Köster M (2000). Eutrophication of marine waters: effects on benthic microbial communities. *Marine Pollution Bulletin*, 41(1-6) 255-263.
- Michel P (1985). Arsenic in the Marine Environment: Bibliographical Synthesis. *Review of the Work of the Institute of Maritime Fisheries*, 49(3-4), 175-185. In French
- Michel P (1993). Arsenic in the marine environment: biogeochemistry and ecotoxicology (No. 4). Ifremer. In French
- Miras CD (1989). La pêche martiniquaise: une croissance volontariste en échec. *Cahiers des sciences humaines*, 25(1-2), 49-65.
- Mitra A, Chatterjee S, Gupta DK (2017). Uptake, transport, and remediation of arsenic by algae and higher plants. In *Arsenic Contamination in the Environment* Springer, Cham.pp. 145-169.
- Mitra A, Chatterjee S, Moogouei R, Gupta DK (2017). Arsenic accumulation in rice and probable mitigation approaches: a review. *Agronomy*, 7(4), 67.
- Mizuta N, Mizuta M, Ito F, Ito T, Uchida H, Watanabe Y, ..., Yamaguchi T (1956). An outbreak of acute arsenic poisoning caused by arsenic contaminated soy-sauce (sh? Yu): a clinical report of 220 cases. *The Bulletin of the Yamaguchi Medical School*, 4(2), 131-149.
- Modestin E. (2017). Morphological variations of the shell of the bivalve *Lucina pectinata* (Gmelin, 1791). *Journal of Advances in Biology*, 1, 2092-2107.
- Moe, B., Peng, H., Lu, X., Chen, B., Chen, L. W., Gabos, S., ... & Le, X. C. (2016). Comparative cytotoxicity of fourteen trivalent and pentavalent arsenic species determined using real-time cell sensing. *Journal of Environmental Sciences*, 49, 113-124.
- Moganti S, Richardson BJ, McClellan K, Martin M, Lam PK, Zheng GJ (2008). Use of the clam *Asaphis deflorata* as a potential indicator of organochlorine bioaccumulation in Hong Kong coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6), 672-680.
- Monnat JY (1970). Introduction à l'étude de la reproduction chez *Lucinoma borealis* (Linné), *Bivalvia*, *Lucinacea*. Faculté de Science, Brest.
- Moore JW, Schindler DE (2004). Nutrient export from freshwater ecosystems by anadromous sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(9), 1582-1589.
- Morandi B, Rivière-Honegger A, Cottet M (2015). Étude en Sciences Humaines et Sociales sur l'Eau et les Milieux Aquatiques en Martinique. Les représentations et les pratiques associées aux cours d'eau, CNRS, CIRAD, ODE Martinique, ONEMA, rapport. 168pp.
- Morice J (1958). Animaux marins comestibles des Antilles françaises (Oursins, Crustacés, Mollusques, Poissons, Tortues et Cétacés). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes*, 22(3), 85-104.
- Morita M, Shibata Y (1990). Chemical form of arsenic in marine macroalgae. *Applied Organometallic Chemistry*, 4(3), 181-190.
- Morton B (1976a). The biology and functional morphology of the Southeast Asian mangrove bivalve, *Polymesoda* (Geloina) *erosa* (Solander, 1786)(*Bivalvia*: *Corbiculidae*). *Canadian Journal of Zoology*, 54(4), 482-500.
- Morton B (1976b). The structure, mode of operation and variation in form of the shell of the

- Laternulidae (Bivalvia: Anomalodesmata: Pandoracea)*. *Journal of Molluscan Studies*, 42, 261-278.
- Morton B(1983). Feeding and digestion in Bivalvia. In: Saleuddin, A.S.M., Wilbur, K.M. (Eds.), *The Mollusca. Physiology*, Part 2, vol. 5, Academic Press, New York, pp. 65 – 340.
- Morton, B. (2011). The biology and functional morphology of *Arctica islandica* (Bivalvia: Arctidae)—A gerontophilic living fossil. *Marine Biology Research*, 7(6), 540-553.
- Morton BS (1977). The tidal rhythm of feeding and digestion in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 26(2), 135-151.
- Morton BS (1983). Mangrove bivalves. *The Mollusca. Ecology*, 6, 77-138.
- Morton JE (1956). The tidal rhythm and action of the digestive system of the lamellibranch *Lasaea rubra*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 35(3), 563-586.
- Mouneyrac C, Amiard JC, Amiard-Triquet C (1998). Effects of natural factors (salinity and body weight) on cadmium, copper, zinc and metallothionein-like protein levels in resident populations of oysters *Crassostrea gigas* from a polluted estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 162, 125-135.
- Mouneyrac C, Geffard A, Amiard JC, Amiard-Triquet C (2000). Metallothionein-like proteins in *Macoma balthica*: effects of metal exposure and natural factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1), 34-42.
- Muñoz O, Devesa V, Suñer MA, Vélez D, Montoro R, Urieta, I, Jalón M. (2000) .Total and inorganic arsenic in fresh and processed fish products. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 48(9): 4369-4376.
- Muñoz O, Vélez D, Cervera ML, Montoro R (1999). Rapid and quantitative release, separation and determination of inorganic arsenic [As (III)+ As (V)] in seafood products by microwave-assisted distillation and hydride generation atomic absorption spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 14(10) 1607-1613.
- Muse, J. O., Tudino, M. B., d'Huicque, L., Troccoli, O. E., & Carducci, C. N. (1995). A survey of some trace elements in seaweeds from Patagonia, Argentina. *Environmental pollution*, 87(2), 249-253.
- Muse, J. O., Tudino, M. B., d'Huicque, L., Troccoli, O. E., & Carducci, C. N. (1989). Atomic absorption spectrometric determination of inorganic and organic arsenic in some marine benthic algae of the southern atlantic coasts. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 58(4), 303-312.
- Nagelkerken I (2007). Are non-estuarine mangroves connected to coral reefs through fish migration? *Bulletin of Marine Science*, 80(3), 595-607.
- Nakao M (1960). A study on the arsenic content in daily food consumption in Japan. *Journal of Osaka City Medical Centre*9, 541-571.
- Nalepa TF, Gardner WS, Malczyk JM (1991). Phosphorus cycling by mussels (Unionidae: Bivalvia) in Lake St. Clair. *Hydrobiologia*, 219(1), 239-250.
- Naranmandura H, Ibata K, Suzuki KT (2007). Toxicity of dimethylmonothioarsinic acid toward human epidermoid carcinoma A431 cells. *Chemistry Research Toxicology*, 20(8) 1120-1125.
- Naranmandura H, Ogra Y, Iwata K, Lee J, Suzuki KT, Weinfeld M, Le XC (2009). Evidence for toxicity differences between inorganic arsenite and thioarsenicals in human bladder cancer cells. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 238(2), 133-140.
- Naranmandura H, Suzuki N, Suzuki KT (2008). Reaction mechanism underlying the in vitro transformation of thioarsenicals. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 231(3), 328-335.
- Naranmandura, H., Carew, M. W., Xu, S., Lee, J., Leslie, E. M., Weinfeld, M., & Le, X. C. (2011). Comparative toxicity of arsenic metabolites in human bladder cancer EJ-1 cells. *Chemical research in toxicology*, 24(9), 1586-1596.
- Narvarte M, González R, Filippo P (2007). Artisanal mollusk fisheries in San Matías Gulf (Patagonia, Argentina): An appraisal of the factors contributing to unsustainability. *Fisheries Research*, 87(1), 68-76.
- Naujokas MF, Anderson B, Ahsan H, Aposhian HV, Graziano JH, Thompson C, Suk WA (2013). The broad scope of health effects from chronic arsenic exposure: update on a worldwide public health problem. *Environmental Health Perspective*, 121(3) 295-302.
- Neff JM (1997). Ecotoxicology of arsenic in the marine environment (review). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 917.
- Newell RC (1965). The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*. *Proceedings of Zoological Society of London*, 144, 25-45.
- Newell RC (1969). Effect of fluctuations in temperature on the metabolism of intertidal invertebrates.



- American Zoologist*, 9(2), 293-307.
- Newell RC (1976). Adaptations to intertidal life. Adaptation to environment: essays on the physiology of marine animals, Elsevier, Amsterdam. 82pp.
- Newell RC (1979). Biology of intertidal animals. Marine ecological surveys Ltd. Kent. Troisième édition. 781 pp.
- Newell CR, Hidu H, Parsons J (1986). Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (North Atlantic): Softshell Clam. U.S. Fish Wildlife Service Biology Report 82(11.53). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 17 pp.
- Ng JC (2005). Environmental contamination of arsenic and its toxicological impact on humans. *Environmental Chemistry* 2(3), 146-160.
- Nicholson S, Morton B (2000). The hypoxia tolerances of subtidal marine bivalves from Hong Kong. In The marine flora and fauna of Hong Kong and Southern China V. Proceeding of the tenth international marine biological workshop: The marine flora and fauna of Hong Kong and Southern China (pp. 229-239).
- Nishida T (1966). Behavior and mortality of the southern stink bug *Nezara viridula* in Hawaii. *Researches on Population Ecology*, 8(1), 78-88.
- Nourry PA (1967). À la Martinique ant-îles de l'Amérique, Éditions d'Histoire et d'Art, 220 p.
- Nyberg J, Malmgren BA, Kuijpers A, Winter A (2002). A centennial-scale variability of tropical North Atlantic surface hydrography during the late Holocene. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 183(1-2), 25-41.
- OCDE (2017). « Fish and Seafood », dans OECD-FAO Agricultural Outlook 2017-2026, Éditions OCDE, Paris, [https://doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2017-12-en](https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2017-12-en). Accessed 10 March 2020.
- Odum WE, Heald EJ (1972). Trophic analyses of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science*, 22(3), 671-738.
- OEHHA (1996). Office of Environmental Health Hazard Assessment. California Environmental Protection Agency. Evidence on Developmental and Reproductive Toxicity of Inorganic Arsenic. Available: <http://www.oehha.ca.gov/Prop65/pdf/AS-HID.pdf>. Accessed 14 April 2020.
- Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U. (2003). Molluscs as bioindicators. In : Trace Metals and other Contaminants in the Environment. Elsevier, 2003. p. 577-635.
- Ogden JC, Zieman JC (1977). Ecological aspects of coral reef-seagrass bed contacts in the Caribbean. Proceedings, Third International Coral Reef Symposium. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science. University of Miami. Miami, Floride, 33149, États-Unis d'Amérique.
- Okumuş İ, Stirling HP (1998). Seasonal variations in the meat weight, condition index and biochemical composition of mussels (*Mytilus edulis* L.) in suspended culture in two Scottish sea lochs. *Aquaculture*, 159(3-4), 249-261.
- de Oliveira Leis, M., Barragán-Paladines, M.J., Saldana, A, Bishop, D, Hong Jin, J, Kerezi (2019) Overview of Small-Scale Fisheries in Latin America and the Caribbean: Challenges and Prospects." Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and The Caribbean. Springer, Cham, 15-47.
- Oliver, P. G., & Holmes, A. M. (2006). The Arcoidea (Mollusca: Bivalvia): a review of the current phenetic-based systematics. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 148(3), 237-251.
- Oliver, G., & von cosel, R. (1993). Taxonomy of tropical West African bivalves.
- Opresko DM (1992). Toxicity Summary for Inorganic Arsenic. Chemical Hazard Evaluation and Communication Group, Biomedical and Environmental Information Analysis Section, Health and Safety Research Division, Oak Ridge, Tennessee: Oak Ridge National Laboratory.
- Orr JC, Fabry VJ, Aumont O, Bopp L, Doney SC, Feely RA, ..., Key RM (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437(7059), 681-686.
- Otchere FA (2019). A 50-year review on heavy metal pollution in the environment: Bivalves as bio-monitors. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 13(6), 220-227.
- Ott J, Bright M, Bulgheresi S (2004). Marine microbial thiotrophic ectosymbioses. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 42, 95-118.
- Ouro-Sama K, Solitoke H, Gnandi K, Afiademanyo K, Bowessidjaou E (2014). Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais. [Vertigo] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, 14(2).
- Palmieri MC, Volesky B, Garcia Jr O (2002). Biosorption of lanthanum using *Sargassum fluitans* in batch system. *Hydrometallurgy*, 67(1-3), 31-36.

- Palmiter RD (1998). The elusive function of metallothioneins. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95(15), 8428-8430.
- Parr, A. E. (1939). Quantitative observations on the pelagic Sargassum vegetation of the western North Atlantic. *Bull. Bingham oceanogr. Coll.*, 6, 1-94.
- Park MJ, Currier M(1991). Arsenic exposures in Mississippi: a review of cases. *Southern Medical Journal*, 84(4), 461-464.
- Pauly D, Zeller D (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature communications*, 7, 10244.
- Pauly D (2018). A vision for marine fisheries in a global blue economy. *Marine Policy*, 87, 371-374.
- Pauly D, Zeller D (2015). Sea Around Us Concepts. Design and Data (searoundus.org).
- Pell, A., Márquez, A., López-Sánchez, J. F., Rubio, R., Barbero, M., Stegen, S., ... & Díaz-Palma, P. (2013). Occurrence of arsenic species in algae and freshwater plants of an extreme arid region in northern Chile, the Loa River Basin. *Chemosphere*, 90(2), 556-564.
- Pellerin M (1992). L'évolution des conditions physiologiques de *Crassostrea rhizophorae* en fonction des niveaux de bioaccumulation et du gradient de pollution. In 2. Conference Internationale sur la Purification des Coquillages, Rennes (France), 6-8 Apr 1992.
- Pellerin-massicotte J 1991. Évaluation de la condition physiologique de *Crassostrea rhizophorae* et de la contamination de la chaîne alimentaire dans la baie de Fort-
- Peshut PJ, Morrison RJ, Brooks BA (2008) Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa. *Chemosphere*, 71(3) 484-492.
- Peterson ML, Carpenter R (1983) Biogeochemical processes affecting total arsenic and arsenic species distributions in an intermittently anoxic fjord. *Marine Chemistry*, 12(4) 295-321.
- Petrick JS, Ayala-Fierro F, Cullen WR, Carter DE, Aposhian HV (2000) Monomethylarsonous acid (MMAIII) is more toxic than arsenite in Chang human hepatocytes. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 163(2) 203-207.
- Pétursdóttir ÁHE (2010) Determination of toxic and non-toxic arsenic species in Icelandic fish meal (Doctoral dissertation). 106pp.
- Phernambucq AJW, Vroonland CS (1983). A comparizon of four index of condition of the european fiat oyster edible. Conservatory International Exploration Mer, C.M. 1983/F : 3, 11p.
- Phillips DJH (1990) Arsenic in aquatic organisms: a review, emphasizing chemical speciation. *Aquatic Toxicology*, 16(3) 151-186.
- Phillips DJ (1990) Use of macroalgae and invertebrates as monitors of metal levels in estuaries and coastal waters. 81-99. In: Heavy metals in the marine environment, Furness RW. CRC Press. 262 pp.
- Phillips DJH (1976). The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Marine Biology*, 38(1), 59-69.
- Phillips DJ, Rainbow PS (1989). Strategies of trace metal sequestration in aquatic organisms. *Marine Environmental Research*, 28(1-4), 207-210.
- Pieters MM, Kramer HJ, Slob W (1998). Evaluation of the uncertainty factor for subchronic-to-chronic extrapolation: statistical analysis of toxicity data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 27(2), 108-111.
- Pietri R, Lewis A, León RG, Casabona G, Kiger L, Yeh SR, ..., López-Garriga J (2009). Factors controlling the reactivity of hydrogen sulfide with heme proteins. *Biochemistry*, 48(22), 4881-4894.
- Pinchon R (1973) *Nature antillaise*. 6 / Edited by E. Désormeaux. Paris.
- Piriou JY (1993). Cartographie des zones sensibles à l'eutrophisation. Cas des côtes bretonnes. Programme d'étude. R.INT.DEL/93.13/BREST 45pp.
- Plug, I. (2006). Aquatic animals and their associates from the Middle Stone Age levels at Sibudu. *Southern African Humanities*, 18(1), 289-299.
- Poggio CA (2002) Biología quantitativa de *Lucina Pectinata* (Gmelin, 1791) (*Bivalvia — Lucinidae*) no ecossistema de manguezal de Garapúa. Universidade Federal da Bahia, Monografia de Graduação. (In Portuguese)
- Pointier JP, Lamy D (1998). *Guide des coquillages des Antilles*. PLB Editions. 225 pp.
- Polis GA, Hurd SD (1995). Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 92(10), 4382-4386.
- Polis GA, Power ME, Huxel GR (Eds.) (2004) Food webs at the landscape level. University of Chicago Press. 528 pp.
- Polis R, MacRae L (2004). Back to the Beach: Will It Ever Be Safe to Buy Dry Sand Again. *Penn*

*State Environmental Law Review*, 13, 147.

- Pons JC (1987). Genèse et répartition des produits détritiques dans un contexte volcanosédimentaire tropical: exemple de la Martinique et de ses bassins adjacents (Doctoral dissertation, Bordeaux 1).
- Pons, J. C., Parra, M., & Julius, C. (1988). Teneurs en métaux lourds des sédiments fins de la baie de Fort-de-France, Martinique, Petites Antilles françaises. *Oceanologica acta*, 11(1), 47-54.
- Popa, I., Bennaceur, K., Abdul-Malak, N., Perrier, E., Schmitt, D., & Portoukalian, J. (2006). Studies of compounds that enhance sphingolipid metabolism in human keratinocytes 1. *International journal of cosmetic science*, 28(1), 53-59.
- Popham JD, D'Auria JM (1982). Effects of season and seawater concentrations on trace metal concentrations in organs of *Mytilus edulis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 11(3), 273-282.
- Prashad B (1932). VIII.—Some Noteworthy Examples of Parallel Evolution in the Molluscan Faunas of South-eastern Asia and South America. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, 51, 42-53. Press. Mar. Pollut Fonctional Responses
- Praveena, S. M., & Omar, N. A. (2017). Heavy metal exposure from cooked rice grain ingestion and its potential health risks to humans from total and bioavailable forms analysis. *Food chemistry*, 235, 203-211.
- Price A, Maher W, Kirby J, Krikowa F, Duncan E, Taylor A, Potts J (2012). Distribution of arsenic species in an open seagrass ecosystem: relationship to trophic groups, habitats and feeding zones. *Environmental Chemistry*, 9(1) 77-88.
- Prieto A, Nuñez P, Lodeiros C(2005). Evaluación de bancos de moluscos. Informe Técnico. Línea Base Ambiental Proyecto Mariscal Sucre. Análisis Espacial y Temporal de Pesquerías Costa Norte y Sur de Paria UDO-PDVSA. Cumaná, Venezuela.
- Prieto A, Marcano J, Barrios A, González L (2009). Producción somática y mortalidad en una población de la almeja, *Asaphis deflorata*, en la localidad de Caurantica, golfo de Paria, estado Sucre, Venezuela. *Zootecnia Tropical*27(4), 419-426.
- Prieto A, Marcano J, Villegas L, Lodeiros C (2008). Population structure of the clam, *Asaphis deflorata*, in Caurantica, gulf of Paria, Sucre state, Venezuela.
- Prieur, A. (2005). La collection de préhistoire du centre commun des collections de géologie de l'université Claude Bernard Lyon 1: État, contenu et valorisation. *Publications du musée des Confluences*, 3(1), 17-20.
- Princz D (1978). Los moluscos marinos del Golfo de Venezuela. *Memoria Sociedad Ciencias Naturales La Salle*, 38, 51-76.
- Prospero JM, Nees RT (1986). Impact of the North African drought and El Nino on mineral dust in the Barbados trade winds. *Nature*, 320(6064), 735-738.
- Proust N, Guéry J, Picot A. (2000). Toxicology of arsenic and its compounds: importance of speciation. *Acta Chimica* 6, 3-11.
- Pujos M, Gonzalez J-L, Pons J-C (1992). Circulation des. Eaux sur les plateaux insulaires.de Martinique et Guadeloupe. Prost M-T (ed.) ORSTOM, Paris 415-435.
- Pujos, M., Jean-Claude, P. O. N. S., & PARRA, M. (2000). Évolution des métaux lourds dans la sédimentation récente de la baie de Fort-de-France (Martinique). *Oceanologica Acta*, 23(6), 701-715.
- Pulich WM (1980). Heavy metal accumulation by selected *Halodule wrightii* Asch. populations in the Corpus Christi Bay area. *Marine Science* 23, 89.
- Purchon RD (1960). The stomach in the Eulamellibranchia; stomach types IV and V. In Proceedings of the Zoological Society of London (135, 3,431-489). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Ragi, A. S., & Nair, S. M. (2017). *Characterization and quantification of biochemical components of selected Molluscs species from the Kerala coast* (Doctoral dissertation, Cochin University of Science and Technology).
- Rahman MA, Hasegawa H, Lim RP (2012). Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. *Environmental Research*, 116, 118-135.
- Rahman MT, Haque N, Kasim NHA, De Ley M (2017). Origin, function, and fate of metallothionein in human blood. *Reviews of Physiology, Biochemistry and Pharmacology*, 173,41-62.
- Rahman M, Tondel M, Ahmad SA, Chowdhury IA, Faruquee MH, Axelson O (1999). Hypertension and arsenic exposure in Bangladesh. *Hypertension*, 33(1), 74-78.
- Rainbow PS (1990). Heavy metal levels in marine invertebrates. 67-79.
- Rainbow PS, Phillips DJ (1993). Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 26(11), 593-601.

- Rajagopal S (1970). Field ecology of some marine borer (*Mollusca: Teredinidae*) of mangroves in Sunderhans, India. *Records of Zoological Survey India*, 62 (1 & 2) 21-27.
- Rajagopal S, Sasikumar N, Azariah J, Nair KVK (1991). Some observations on biofouling in the cooling water conduits of a coastal power plant. *Biofouling*, 3(4), 311-324.
- Raml, R., Goessler, W., & Francesconi, K. A. (2006). Improved chromatographic separation of thioarsenic compounds by reversed-phase high performance liquid chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of chromatography A*, 1128(1-2), 164-170.
- Ramade F (2007). Introduction à l'écotoxicologie: fondements et applications. Tec & Doc.
- Raspor B, Dragun Z, Erk M, Ivanković D, Pavičić J (2004). Is the digestive gland of *Mytilus galloprovincialis* a tissue of choice for estimating cadmium exposure by means of metallothioneins? *Science of the Total Environment*, 333(1-3), 99-108.
- Ravenscroft P, Brammer H, Richards K (2011). *Arsenic pollution: a global synthesis* (Vol. 94). John Wiley & Sons.
- Ray BJ, Johnson DL (1972). A method for the neutron activation analysis of natural waters for arsenic. *Analytica chimica acta*, 62(1), 196-199.
- Regoli F, Nigro M, Orlando E (1992). Effects of copper and cadmium on the presence of renal concretions in the bivalve *Donacilla cornea*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 102(1), 189-192.
- Regoli, F., & Orlando, E. (1994). Accumulation and subcellular distribution of metals (Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* during a field transplant experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 28(10), 592-600.
- Reichl FX, Szinicz L, Kreppel H, Forth W (1988) Effect of arsenic on carbohydrate metabolism after single or repeated injection in guinea pigs. *Archives of Toxicology*, 62(6): 473-475.
- Reid RGB, Slack-Smith S (1998). Superfamily *Lucinoidea*. *Mollusca: The Southern Synthesis. Faun Austral*, A, 309-315.
- Reimer KJ, Koch I, Cullen WR (2010). Organoarsenicals. Distribution and transformation in the environment. *Metal Ions Life Science*, 7, 165-229.
- Reimer KJ, Thompson JA (1988). Arsenic speciation in marine interstitial water. The occurrence of organoarsenicals, *Biogeochemistry* 6(3) 211-237.
- Reinfelder JR, Wang WX, Luoma SN, Fisher NS (1997). Assimilation efficiencies and turnover rates of trace elements in marine bivalves: a comparison of oysters, clams and mussels. *Marine Biology*, 129(3), 443-452.
- Reinke J, Uthe JF, Freeman HC, Johnston JR (1975). The determination of arsenite and arsenate ions in fish and shellfish by selective extraction and polarography. *Environmental Letters*, 8(4), 371-380.
- Renwick AG (1995). The use of an additional safety or uncertainty factor for nature of toxicity in the estimation of acceptable daily intake and tolerable daily intake values. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 22(3), 250-261.
- Reuter P (2004). Einfluss klimarelevanter Faktoren auf das Wachstum der Miesmuschel (*Mytilus edulis*). MS thesis, Kiel University
- Rice DL, Hanson RB (1984). A kinetic model for detritus nitrogen: role of the associated bacteria in nitrogen accumulation. *Bulletin of Marine Science*, 35(3), 326-340.
- Richards GP, Watson MA, Crane EJ, 3rd, Burt IG, Bushek D (2008). *Shewanella* and *Photobacterium* spp. in oysters and seawater from the Delaware Bay. *Applied Environmental Microbiology*, 74(11) 3323-3327.
- Ricker WE (1973). Linear regressions in fishery research. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 30(3), 409-434.
- Ridgway ID, Richardson CA, Austad SN (2011). Maximum shell size, growth rate, and maturation age correlate with longevity in bivalve molluscs. *Journals of Gerontology Series A: Biomedical Sciences and Medical Sciences*, 66(2), 183-190.
- Riedel GF (1993). The annual cycle of arsenic in a temperate estuary. *Estuaries*, 16(3): 533-540.
- Riedel GF, Valette-Silver N (2002). Differences in the bioaccumulation of arsenic by oysters from Southeast coastal US and Chesapeake Bay: environmental versus genetic control. *Chemosphere*, 49(1) 27-37.
- Riedel GF, Sanders JG, Osman RW (1987). The effect of biological and physical disturbances on the transport of arsenic from contaminated estuarine sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25(6), 693-706.
- Rios EC, HaimoviciM, Alvares PeresJA, dos Santos R (1994). *Seashells of Brazil*. Furg (Ed), Rio Grande. 368 pp.

- RIVM (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. report 711701 25.
- Roach S, MacDonald D, Kenchington E (2011). North American jackknife and razor Nova clam fisheries. In: Guerra A, Lodeiros C, Gaspar MB, da Costa F (Eds.) Razor clams: biology, aquaculture and fisheries. pp. 369-379, Xunta de Galicia, Consellería do Mar, Santiago de Compostela, Spain.
- Roditi HA, Fisher NS, Sanudo-Wilhemys SA. (2000). Uptake of dissolved organic carbon and trace elements by zebra mussels. *Nature* 407, 78-80.
- Rodríguez-Martínez RE, Medina-Valmaseda AE, Blanchon P, Monroy-Velázquez, LV, Almazán-Becerril A, Delgado-Pech B, ..., García-Rivas MC (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 201-205.
- Roesijadi G (1992). Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*, 22(2), 81-113.
- Roesijadi G, Fellingham GW (1987). Influence of Cu, Cd, and Zn preexposure on Hg toxicity in the mussel *Mytilus edulis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(3), 680-684.
- Roesijadi G, Young J, Drum AS, Gurtisen JM (1984). Behavior of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 18(1), 155-170.
- Rojas de Astudillo L, Chang Yen I, Bekele I (2005).. Heavy metals in sediments, mussels and oysters from Trinidad and Venezuela. *Revista de biología tropical*, 53, 41-51.
- Rondinelli SF, Barros F (2010). Evaluating shellfish gathering (*Lucina pectinata*) in a tropical mangrove system. *Journal of Sea Research*, 64(3), 401-407.
- Rose M, Lewis J, Langford N, Baxter M, Origgi S, Barber M, MacBain H, Thomas K (2007) Arsenic in seaweed—forms, concentration and dietary exposure. *Food Chemistry and Toxicology*, 45(7) 1263-1267.
- Roy K, Jablonski D, Valentine JW (1994). Eastern Pacific molluscan provinces and latitudinal diversity gradient: no evidence for "Rapport's rule". *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 91(19), 8871-8874.
- Roy, K, Jablonski D, Valentine JW (1996). Higher taxa in biodiversity studies: patterns from eastern Pacific marine molluscs. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 351(1347), 1605-1613.
- Rublee PA (1982). Bacteria and microbial distribution in estuarine sediments. In Estuarine comparisons (pp. 159-182, 47) Kennedy VS (Ed). Academic Press, New York.
- Ruppert EE, Barnes, RD (1994) Zoologie des invertébrés (Vol. 6, pp. 950-966). New York: Éditions du Saunders College.
- Sabbioni E, Fischbach M, Pozzi G, Pietra R, Gallorini M, Piette JL (1991). Cellular retention, toxicity and carcinogenic potential of seafood arsenic. I. Lack of cytotoxicity and transforming activity of arsenobetaine in the BALB/3T3 cell line. *Carcinogen*, 12(7) 1287-1291.
- Saffache P (1998). Le littoral martiniquais: milieux, dynamiques et gestion des risques (Doctoral dissertation, Antilles-Guyane). 368 pp.
- Said WA, Lewis DL (1991). Quantitative assessment of the effects of metals on microbial degradation of organic chemicals. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(5), 1498-1503.
- Saint-Felix C (1972). Les gisements huitres de *Crassostrea rhizophorae* en Martinique. *Science et Pêche*, 214, 23 pp.
- Sainton JP, Boutin R. (2004). *Histoire et civilisation de la Caraïbe: Guadeloupe, Martinique, petites Antilles: la construction des sociétés antillaises des origines au temps présent: structures et dynamiques* (Vol. 1). Maisonneuve & Larose. 414pp.
- Sakurai T, Kojima C, Ochiai M, Ohta T, Fujiwara K. (2004); Evaluation of in vivo acute immunotoxicity of a major organic arsenic compound arsenobetaine in seafood. *International Immunopharmacology*, 4(2) 179-184.
- Sánchez AF, Noguera JC, Narciso S, Nava M, Gómez AG (2007). Moluscos Gasterópodos y Bivalvos de la Alta Guajira, Estado Zulia, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 41(3).
- Sanders JG (1979); The concentration and speciation of arsenic in marine macro-algae. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 9(1) 95-99.
- Sanders JG, Riedel GF (1993). Trace element transformation during the development of an estuarine algal bloom. *Estuaries*, 16(3) 521-532.
- Sanders JG, Osman RW, Riedel GF (1989). Pathways of arsenic uptake and incorporation in

- estuarine phytoplankton and the filter-feeding invertebrates *Eurytemora affinis*, *Balanus improvisus* and *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, 103(3), 319-325.
- Sanders JG (1985). Arsenic geochemistry in Chesapeake Bay: dependence upon anthropogenic inputs and phytoplankton species composition. *Marine Chemistry*, 17, 329-340.
- Sandrin TR, Maier RM (2003). Impact of metals on the biodegradation of organic pollutants. *Environmental Health Perspectives*, 111(8), 1093-1101.
- Santos CM, Nunes MA, Barbosa IS, Santos GL, Peso-Aguiar MC, Korn MG, ..., Dressler VL (2013). Evaluation of microwave and ultrasound extraction procedures for arsenic speciation in bivalve mollusks by liquid chromatography–inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 86, 108-114.
- Sarkar SK (2018). Bioaccumulation of Trace Metals in Macrozoobenthos of Sundarban Wetland. In *Trace Metals in a Tropical Mangrove Wetland* Springer, Singapore, pp. 125-144.
- Sarkar A, Ray D, Shrivastava AN, Sarker S (2006). Molecular biomarkers: their significance and application in marine pollution monitoring. *Ecotoxicology*, 15(4), 333-340.
- Scher (2012) Assessment of the tolerable daily intake of barium. European Union, London
- Schmeisser E, Raml R, Francesconi KA, Kuehnelt D, Lindberg AL, Sörös C, Goessler W (2004) Thio arsenosugars identified as natural constituents of mussels by liquid chromatography-mass spectrometry. *Chemistry Community*16, 1824-1825
- Schmidt, C. W. (2015). In search of “just right”: the challenge of regulating arsenic in rice.
- Schoolmeester WL, White DR (1980). Arsenic poisoning. *Southern Medical Journal*, 73(2), 198.
- Schroeder HA, Balassa JJ (1966) Abnormal trace metals in man: arsenic. *Journal of Chronical Diseases*, 19(1) 85-106
- Schuliga M, Chouchane S, Snow ET (2002); Upregulation of glutathione-related genes and enzyme activities in cultured human cells by sublethal concentrations of inorganic arsenic. *Toxicological Science*, 70(2) 183-192
- Schulz-Baldes M (1973). The common mussel *Mytilus edulis* as indicator for the lead concentration in the Weser Estuary and the German Bight). *Marine Biology*, 21(2) 98-102.
- Schwartz RA (1997). Arsenic and the skin. *International Journal of Dermatology*, 36(4) 241-250.
- SEMA (1998). Macroplano de gestao e saneamento ambiental da bacia da BamHa de Sapetiba, Vol I, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro
- Serrand N (2002). *Exploitation des invertébrés marins et terrestres par les populations saladoïdes et post-saladoïdes du Nord des Petites Antilles (500 av. J.-C.-1200 apr. J.-C.)*. Étude de cas et comparaisons, thèse de doctorat de l'Université Paris I-Panthéon-Sorbonne, Préhistoire-Ethnologie-Anthropologie, Paris. 7-47.
- Serrand N (2005b). Les restes de mollusques du site saladoïde moyen-tardif du Diamant à Dizac, Martinique (450-700 apr. J.-C.) : une exploitation entre mer et mangrove. Résultats préliminaires », in Glenis Tavárez María et Manuel A. García Arévalo (éds), Proceedings of the 20th international Congress of the Association for Caribbean archaeology, République Dominicaine 2003, International Association for Caribbean Archaeology, Museo del Hombre Dominicano, Fundación García Arévalo, Santo Domingo, pp. 159-168.
- Serrand N (2007). Exploitation des invertébrés par les sociétés précolombiennes des Petites Antilles. *Journal de la société des américanistes*, 92, 93-1, 7-47.
- Serrand, N (2012). Utilisation des mollusques/coquillages dans les sociétés précolombiennes des Petites Antilles. Éléments de systèmes techniques, sociaux et culturels. *Recherches p.* 151-165.
- Service Hydrographique et Océanographique de la Marine (SHOM)(1973). Instructions nautiques. Antilles et îles Bermudes, Floride (côtes Sud-Est et Sud). Série H,1, 337.
- Shafee MS (1999). Pêche des bivalves sur la côte méditerranéenne marocaine: catalogue d'espèces exploitées et d'engins utilisés. Rapport FAO-COPEMED Alicante, Espagne, p 57.
- Sharma VK, Sohn M. (2009). Aquatic arsenic: toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment International*, 35(4) 743-759.
- Sharma VK, Sohn M (2009). Aquatic arsenic: toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environment international*, 35(4), 743-759.
- Sheng PX, Ting YP, Chen JP, Hong L (2004). Sorption of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel by marine algal biomass: characterization of biosorptive capacity and investigation of mechanisms. *Journal of Colloid Interface Sciences*, 275(1) 131-141.
- Sherr BF, Sherr EB, Andrew TL, Fallon RD, Newell SY (1986). Trophic interactions between heterotrophic protozoa and bacterioplankton in estuarine water analyzed with selective metabolic inhibitors. *Marine Ecology Progress Series*, 32, 169-179.
- Shi Y, Cao T, Huang H, Lian C, Yang Y, Wang Z, Ma J, Xia J. (2017). Arsenic trioxide inhibits cell

- growth and motility via up-regulation of let-7a in breast cancer cells. *Cell Cycle*, 16(24) 2396-2403.
- Shumway SE, Sherman SA, Cembella AD, Selvin R (1994). Accumulation of paralytic shellfish toxins by surfclams, *Spisula solidissima* (Dillwyn, 1897) in the Gulf of Maine: seasonal changes, distribution between tissues, and notes on feeding habits. *Natural Toxins*, 2(4), 236-251.
- Silva CAR, Lacerda LD, Rezende CE (1990). Metals reservoir in a red mangrove forest. *Biotropica*, 339-345.
- Silva RC (2016). Biometria e aspectos reprodutivos de lambreta phacoides pectinatus (Gmelin, 1791) (*Bivalvia: Lucinidae*) comercializada em Vera Cruz, Bahia.
- Simkiss K, Taylor MG (1989). Metal fluxes across membranes of aquatic organisms. *Review of Aquatic Sciences*, 1, 173-188.
- Simkiss K, Jenkins KGA, McLellan J, Wheeler E (1982). Methods of metal incorporation into intracellular granules. *Experientia*, 38(3), 333-335.
- Simpson RD (1979). Uptake and loss of zinc and lead by mussels (*Mytilus edulis*) and relationships with body weight and reproductive cycle. *Marine Pollution Bulletin*, 10(3), 74-78.
- Sirot V, Guérin T, Volatier JL, Leblanc JC (2009). Dietary exposure and biomarkers of arsenic in consumers of fish and shellfish from France. *Science of the Total Environment*, 407(6) 1875-1885
- Sizmur T, Campbell L, Dracott K, Jones M, O'Driscoll NJ, Gerwing T (2019). Relationships between Potentially Toxic Elements in intertidal sediments and their bioaccumulation by benthic invertebrates. *PLoS one*, 14(9)
- Skilletter GA (1996). Validation of rapid assessment of damage in urban mangrove forests and relationships with molluscan assemblages. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76(3), 701-716.
- Sloth JJ, Julshamm K, Lundebye AK (2005). Total arsenic and inorganic arsenic content in Norwegian fish feed products. *Aquaculture Nutrition*, 11(1), 61-66.
- Smedley PL, Kinniburgh DG. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 17, 517-568
- Smetacek V, Zingone A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478) 84-88.
- Smith EP, Cairns J (1993). Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality: statistical and ecological concerns. *Ecotoxicology*, 2(3) 203-219.
- Smolders R, Bervoets L, Wepener V, Blust R (2003). A conceptual framework for using mussels as biomonitors in whole effluent toxicity. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(3) 741-760.
- Sokal RR, Rohlf FJ (1987). Introduction to Biostatistics. Freeman & Co, New York. 363 pp.
- Solarin, B. B., Bolaji, D. A., Fakayode, O. S., & Akinnigbagbe, R. O. (2014). Impacts of an invasive seaweed *Sargassum hystrix* var. *fluitans* (borgeesen 1914) on the fisheries and other economic implications for the nigerian coastal waters. *IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science*, 7(7), 1-6.
- Soon TK, Ransangan J (2016). Feasibility of green mussel, *Perna viridis* farming in Marudu Bay, Malaysia. *Aquaculture Reports*, 4, 130-135.
- Soot-Ryen, T. (1955). A report on the family Mytilidae (Pelecypoda). *Report. Allan Hancock Pacific Expedition*, 20(1), 174p.
- Sornin JM, Feuillet M, Héral M, Fardeau JC (1986). Influence des cultures d'huîtres *Crassostrea Gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale: rôle de la biodéposition. *Oceanologica acta*, 9(3) 313-322.
- Soto-Jiménez MF, Páez-Osuna F, Scelfo G, Hibdon S, Franks R, Aggarawl J, Flegal AR (2008). Lead pollution in subtropical ecosystems on the SE Gulf of California Coast: A study of concentrations and isotopic composition. *Marine Environmental Research*, 66(4) 451-458.
- Southward AJ, Southward EC (1978). Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35(5), 682-706.
- Sreedevi PR, Uthayakumar V, Jayakumar R, Ramasubramanian V (2014). Influence of rearing water temperature on induced gonadal development and spawning behaviour of tropical green mussel, *Perna viridis*. *Asian Pacific Journal of Reproduction*, 3(3), 204-209.
- Sreekanth, A., Mrudulrag, S. K., Cheriyan, E., & Sujatha, C. H. (2015). Trace metal enrichment and organic matter sources in the surface sediments of Arabian Sea along southwest India (Kerala coast). *Marine pollution bulletin*, 101(2), 938-946.

- Stanley SM (1970). Relation of shell form to life habits of the Bivalvia (Mollusca) (Vol. 125). Geological Society of America. 296 pp.
- Stehli EG, Roy K, Jablonski D, Valentine JW (1994). Eastern Pacific molluscan provinces and latitudinal diversity gradient: No evidence for 'Rapport's rule'. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 91,8871-8874.
- Stehli FG, McAlester AL, Helsley CE (1967). Taxonomic diversity of recent bivalves and some implications for geology. *Geological Society of America Bulletin*, 78(4), 455-466.
- Stewart RB(1930) Gabb's California Cretaceous and Tertiary type lamellibranchs. *Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Special Publications* 3, 1-314(1-17)215-232.
- Sujatha, C. H., Benny, N., Raveendran, R., Fanimol, C. L., & Samantha, N. K. (2009). Nutrient dynamics in the two lakes of Kerala, India.
- Taylor JD, Glover EA, Williams ST (2013). Taxonomy and phylogeny of western Atlantic Lucinidae: new genus for *Lucina costata* d'Orbigny, 1846, a new species of *Ferrocina* and neotype designation for *Venus orbiculata* (Montagu, 1808). *The Nautilus*, 127(4), 131-146.
- Styblo M, Del Razo LM, Vega L, Germolec DR, LeCluyse EL, Hamilton GA, Thomas DJ (2000). Comparative toxicity of trivalent and pentavalent inorganic and methylated arsenicals in rat and human cells. *Archives of Toxicology*, 74(6): 289-299
- Styblo M, Vega L, Germolec DR, Luster MI, Del Razo LM, Wang C, Thomas, DJ (1999). Metabolism and toxicity of arsenicals in cultured cells. In *Arsenic Exposure and Health Effects III* (pp. 311-323). Elsevier Science Ltd.
- Sullivan PA, Robinson WE, Morse MP (1988). Isolation and characterization of granules from the kidney of the bivalve *Mercenaria mercenaria*. *Marine Biology*, 99(3), 359-368.
- Tabaraki R, Heidarizadi E (2018). Simultaneous biosorption of arsenic (III) and arsenic (V): application of multiple response optimizations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 166, 35-41
- Tagawa S, Kojima Y (1976). Arsenic content and its seasonal variation in seaweed. *Journal of the Shimonoseki University of Fisheries* 25, 67-74.
- Tamaki S, Frankenberger WT (1992). Environmental biochemistry of arsenic. In *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 79-110). Springer, New York, NY.
- Tanaka MO, Fosca PPL (2003). Spatial scaling in the distribution of macrofauna associated with *Sargassum stenophyllum* (Mertens) Martius: analysis of faunal groups gammarid life habits, and assemblage structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 293, 1-22.
- Tanaka S, Santosa SJ (1995). The concentration distribution and chemical form of arsenic compounds in sea water. *Biogeochemical Processes and Ocean Flux in the Western Pacific*, 159-170.
- Tawfik DS, Viola RE. (2011). Arsenate replacing phosphate: alternative life chemistries and ion promiscuity. *Biochemistry*, 50(7) 1128-1134.
- Taylor JD, Glover EA (2000). Functional anatomy, chemosymbiosis and evolution of the *Lucinidae*. *Geological Society of London, Special Publication*, 177(1) 207-225.
- Taylor V, Goodale B, Raab A, Schwerdtle T, Reimer K, Conklin S, Karagas MR, Francesconi KA (2017). Human exposure to organic arsenic species from seafood. *Science of the Total Environment*, 580, 266-282.
- Taylor JD, Glover EA, Smith L, Ikebe C, Williams ST (2016). New molecular phylogeny of Lucinidae: increased taxon base with focus on tropical western Atlantic species (*Mollusca: Bivalvia*). *Zootaxa*, 4196(3), 381-398.
- Tenore KR (1988). Nitrogen in benthic food chains. Nitrogen cycling in coastal marine environments, 191-206. Blackburn TH, Sorensen I (Eds) SCOPE. John Wiley & Sons Ltd. 206 pp.
- Tesfamichael D (2012). *Assessment of the Red Sea ecosystem with emphasis on fisheries* (Doctoral dissertation, University of British Columbia). 255pp.
- Thomson D, Maher W, Foster S (2007). Arsenic and selected elements in marine angiosperms, south-east coast, NSW, Australia. *Applied Organometallic Chemistry*, 21(6) 381-395.
- Toffart JL (1980). Composition, distribution et dynamique des peuplements sessiles des racines de palétuviers et leur importance dans l'écosystème littoral en Guadeloupe (Antilles françaises) (Doctoral dissertation). 80pp.
- Torres-Escribano, S., Leal, M., Velez, D., & Montoro, R. (2008). Total and inorganic arsenic concentrations in rice sold in Spain, effect of cooking, and risk assessments. *Environmental Science & Technology*, 42(10), 3867-3872.
- Tseng WP (1977). Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspective*, 19, 109-119



- Tseng WP, Chu H, How SW, Fong JM, Lin CS, Yeh SHU (1968). Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *Journal of Natural Cancer Institute*, 40(3) 453-463.
- Tseng WP, CH, How SW (1968). Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenic in Taiwan. *Journal of the National Cancer Institute*, 40, 453-462.
- Tukai R, Maher WA,McNaught I, Ellwood MJ, Coleman, M. (2002). Occurrence and chemical form of arsenic in marine macroalgae from the east coast of Australia. *Marine and Freshwater Research*, 53(6), 971-980.
- Uede K, Furukawa F (2003). Skin manifestations in acute arsenic poisoning from the Wakayama curry-poisoning incident. *British Journal of Dermatology*, 149(4), 757-762.
- Ullrich-Eberius C, Sanz A, Novacky A (1989) Evaluation of arsenic and vanadate-associated changes of electrical membrane potential and phosphate transport in Lemna gibba GL. *Journal of Experimental Botanic*, 40, 119–128.
- Ünlü MY, Fowler SW (1979). Factors affecting the flux of arsenic through the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Biology*, 51(3), 209-219.
- U.S. Environmental Protection Agency (1989) Bruce Means and Hazard Site Evaluation Division, editors. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. Springfield,Vantis; EPA/540/1-89/002
- USEPA (1991). Antimony. IRIS (Integrated Risk Information System Online Database). Available at <http://www.epa.gov/iris/>
- US EPA (1992). Guidelines for exposure assessment, risk assessment forum; [EPA/600/Z92/001]
- U.S. EPA (1993) ./600/R-93/100. Environmental Monitoring Systems Laboratory (Cincinnati). (1993) Methods for the determination of inorganic substances in environmental samples (Vol. 600). United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development
- US-EPA (2000). Guidance for Assessing Chemical Contamination Data for Use in Fish Advisories, vol. II. Risk Assessment and Fish Consumption Limits EPA/823-B94- 004. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC
- US EPA (2001). Risk Assessment Guidance for Superfund: volume III — part A, process for conducting probabilistic risk assessment. Washington, DC: US environmental protection agency; 2001 [EPA 540-R-02-002]
- US EPA (2004). Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual — part E, supplemental guidance for dermal risk assessment. Washington, DC: Office of superfund remediation and technology innovation; 2004 [EPA/540/R/99/005. OSWER 9285. 7-02EP PB99-963312]
- U.S. EPA. (2008). Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Lithium. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC EPA/690/R-08/016F. Available at: <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/Lithium.pdf>
- Usero J, Morillo J, Gracia I (2005). Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere*, 59(8), 1175-1181.
- Valentine JL, He SY, Reisbord LS, Lachenbruch PA (1992). Health response by questionnaire in arsenic-exposed populations. *Journal of Clinical Epidemiology*, 45(5), 487-494.
- Vallee BL, Ulmer DD, Wacker WEC (1960). Arsenic toxicology and biochemistry. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 2(7) 358.
- Valli G, Mazzolini D, Raimondi V (1995). Ciclo riproduttivo e biometria in *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) dell’alto Adriatico durante un ciclo annuale. *Hydrores* 15, 41–53.
- Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, ..., Rose M (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences*,93(2) 223-241.
- Van Elteren JT, Šlejkovec Z (1997). Ion-exchange separation of eight arsenic compounds by high-performance liquid chromatography–UV decomposition–hydride generation–atomic fluorescence spectrometry and stability tests for food treatment procedures. *Journal of Chromatography A*, 789(1-2) 339-348.
- Van Gestel CAM, Van BruMmelen TC (1996). Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. *Ecotoxicology*, 5(4), 217-225.
- Van Straalen NM, Schobben JH, de Goede, RG (1989). Population consequences of cadmium toxicity in soil microarthropods. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 17(2), 190-204.
- Van Tussenbroek BI, Hernández Arana HA, Rodríguez-Martínez RE, Espinoza-Avalos J, Canizales-Flores HM, González-Godoy CE, Barba-Santos MG, Vega-Zepeda A, Collado-Vides L (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1-2), 272–281.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.057>.

- Varshney RK (2003). Studies on the bioaccumulation and effect of environmental stress on the green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) (Doctoral dissertation, Central Institute of Fisheries Education). 92pp.
- Vaught, K. C. (1989). *A classification of the living Mollusca*. Amer Malacologists.
- Velez D, Ybanez N, Montoro R (1995) Percentages of total arsenic represented by arsenobetaine levels of manufactured seafood products. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 43(5) 1289-1294.
- Velez C, Figueira E, Soares AM, Freitas R (2016). Accumulation and sub-cellular partitioning of metals and As in the clam *Venerupis corrugata*: different strategies towards different elements. *Chemosphere*, 156, 128-134.
- Vellinger C, Parant M, Rousselle P, Usseglio-Polatera P (2012). Antagonistic toxicity of arsenate and cadmium in a freshwater amphipod (*Gammarus pulex*). *Ecotoxicology*, 21(7), 1817-1827.
- Vermeij GJ (1973). Molluscs in mangrove swamps: physiognomy, diversity, and regional differences. *Systematic Zoology*, 22(4), 609-624.
- Viarengo A, Nott JA (1993). Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 104(3), 355-372.
- Vicente-Martorell JJ, Galindo-Riaño MD, García-Vargas M, Granado-Castro MD (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2-3), 823-836.
- Vidal N, Berard B, Kayser O (2004). *En vue de l'étude de l'occupation post-saladoïde de la Martinique*. In Delpuech A. et C. Hofman (dir.), Late ceramic age societies in the eastern caribbean, British Archaeological Reports, International serie 1273, Paris monographs in american Archaeology 14,E. Taladoire (Ed.), Oxford : Archaeopress, 2004. pp. 195-204.
- Vidal N(1999). Le site précolombien de la plage Dizac au Diamant, Martinique. Proceedings of the 16th international Congress of the Association for Caribbean archaeology, Guadeloupe 1995, Conseil Régional de la Guadeloupe, Mission Archéologique et du Patrimoine, Basse-Terre, Guadeloupe, pp. 7-16.
- Vieira BR, Pintor AM, Boaventura RA, Botelho CM, Santos SC (2017). Arsenic removal from water using iron-coated seaweeds. *Journal of Environmental Management*, 192, 224-233
- Wallentinus, I. (1984). Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology*, 80(2), 215-225.
- Wallman D (2014). Slave Community Food Ways on a French Colonial Plantation. Bitasion: Archéologie Des Habitations-Plantations Des Petites Antilles-Lesser Antilles Plantation *Archaeology*, 45-68.
- Wallman, D., & Grouard, S. (2017). Enslaved Laborer and Sharecropper Fishing Practices in 18th-19th Century Martinique: A Zooarchaeological and Ethnozoohistorical Study. *Journal of Ethnobiology*, 37(3), 398-420.
- Walne PR(1970). The seasonal variation of meat and glycogen content of seven populations of oysters *Ostrea edulis* L. and a review of the literature. *Fisheries Investigation* (London), 26(3) 1-35.
- Walsh PR, Duce RA, Fasching JL (1979) .Tropospheric arsenic over marine and continental regions. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 84(C4) 1710-1718.
- Wang M, Hu C, Cannizzaro J, English D, Han X, Naar D, ..., Hernandez F (2018). Remote sensing of Sargassum biomass, nutrients, and pigments. *Geophysical Research Letters*, 45(22), 12-359.
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B. B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya, J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, 365(6448), 83-87.
- Wang QQ, Thomas DJ, Naranmandura H (2015). Importance of being thiomethylated: formation, fate, and effects of methylated thioarsenicals. *Chemical Research in Toxicology*, 28(3) 281-289.
- Wang WX, Lu G (2017). Heavy metals in bivalve mollusks. In Chemical contaminants and residues in food (21, 553-594). Cartus A, Schrenk D (Eds). Woodhead Publishing. 618pp.
- Wang Y, Wang A, Guo X (2009). Development and characterization of 30 polymorphic microsatellite markers for the Atlantic surfclam, *Spisula solidissima* (Dillwyn, 1817). *Molecular ecology resources*, 9(4), 1264-1267.
- Ward JE, MacDonald BA, Thompson RJ Beninger PG. (1993). Mechanisms of suspension feeding in bivalves: resolution of current controversies by means of endoscopy. *Limmology and Oceanography* 38, 265–272
- Waring J, Maher W, Foster S, Krikowa F (2005). Occurrence and speciation of arsenic in coMmon

- Australian coastal polychaete species. *Environmental Chemistry*, 2(2) 108-118
- Warmke GLC, Almodóvar LR (1963). Some associations of marine mollusks and algae in Puerto Rico.
- Watson RA, Tidd A (2018). Mapping nearly a century and a half of global marine fishing: 1869–2015. *Marine Policy*, 93, 171-177.
- Westercamp D, Traineau H (1983). Carte et notice explicative simplifiée de la carte géologique de la montagne Pelée (département de la Martinique). Bureau de Recherches Géologiques et minières, 1-12.
- Whaley-Martin KJ, Koch I, Moriarty M, Reimer KJ (2012). Arsenic speciation in blue mussels (*Mytilus edulis*) along a highly contaminated arsenic gradient. *Environmental Science and Technology*, 46(6), 3110-3118
- Whaley-Martin KJ, Koch I, Reimer KJ (2013). Determination of arsenic species in edible periwinkles (*Littorina littorea*) by HPLC–ICPMS and XAS along a contamination gradient. *Science of the Total Environment*, 456, 148-153.
- White K.M. (1942). The pericardial cavity and the pericardial gland of the Lamellibranchia. *Proceedings of Malacology Society London*, 25, 37-88.
- WHO (World Health Organization) (1998) Uranium, In Guidelines for drinking-water quality; Addendum to Volume 2 – Health criteria and other supporting information. Geneva: WHO;1998:81-94.
- WHO (World Health Organization) (2001). Depleted uranium Sources, Exposure and Health Effects. Department of Protection of the Human Environment, WHO/SDE/PHE/01.1. Geneva: WHO; April 2001. 209 pp.
- WHO (2003) Molybdenum in drinking water, background document for preparation of WHO guidelines for drinking water quality. WHO Press, Geneva
- WHO World Health Organization (2008). Guidelines for drinking-water quality, 3rd edition incorporating 1st and 2nd addenda. Vol. 1. Recommendations. Geneva, World Health Organization, pp. 306–308b  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/GDW12rev1and2.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDW12rev1and2.pdf). Accessed 4 March 2020
- WHO (2009). Beryllium in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO Press, Geneva
- WHO/IPCS (World Health Organization/International Programme on Chemical Safety) (2009) Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food, International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 240. Chapter 6: Dietary Exposure Assessment of Chemicals in Food. Available online:  
<http://www.who.int/ipcs/food/principles/en/index1.html>. Accessed 2 April 2020
- WHO World Health Organization (2011). Joint FAO/WHO Expert Standards Programme, Codex Alimentarius Commission 2011. La Haye, Pays-Bas.
- Whyte JNC, Englar JR (1982). Seasonal variation in the chemical composition and condition indices of Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, grown in trays or on the sea bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 1084-1094.
- Widdows J (1985) .Physiological procedures. In: The effects of stress and pollution on marine animals. Bayne BL, (Ed.). New York, NY: Praeger Press.pp. 161–178.
- Wijsman JWM, Troost K, Fang J, Roncarati A (2019). Global production of marine bivalves. Trends and challenges. In Goods and Services of Marine Bivalves (pp. 7-26). Springer, Cham. 591 pp.
- Willan RC (1993). Taxonomic revision of the family Psammobiidae (Bivalvia: Tellinoidea) in the Australian and New Zealand region. *Records of Australian Museum Supplement*, 18, 1–132.
- Wolfe-Simon F, Blum JS, Kulp TR, Gordon GW, Hoefft SE, Pett-Ridge J, Stolz JF, Webb SM, Weber PK, Davies PC, Anbar AD, Oremland RS (2011). A bacterium that can grow by using arsenic instead of phosphorus. *Science*, 332(6034) 1163-1166.
- Wong WH, Levinton JS, Twining BS, Fisher N (2003). Assimilation of micro-and mesozooplankton by zebra mussels: A demonstration of the food web link between zooplankton and benthic suspension feeders. *Limnology and Oceanography*, 48(1), 308-312.
- Wood, J. M. (1974). Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science*, 183(4129), 1049-1052.
- Work RC (1969). Systematics, ecology, and distribution of the mollusks of Los Roques, Venezuela. *Bulletin of marine Science*, 19(3), 614-711.
- Worms (2020) <http://www.marinespecies.org/> base de données consultée le 10 juin 2019
- Wright DA (1995). Trace metal and major ion interactions in aquatic animals. *Marine Pollution*

*Bulletin*, 31(1-3), 8-18.

- Wu J (1982). Wind-stress coefficients over sea surface from breeze to hurricane. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 87(C12), 9704-9706.
- Wüst, G. (1964). *Stratification and circulation in the Antillean-Caribbean basins* (No. 2). Columbia University Press.
- Yamamoto S, Konishi Y, Matsuda T, Murai T, Shibata MA, Matsui-Yuasa, I, Fukushima S (1995) Cancer induction by an organic arsenic compound, dimethylarsinic acid (cacodylic acid), in F344/DuCrj rats after pretreatment with five carcinogens. *Cancer Research*, 55(6) 1271-1276.
- Yang J, Volesky B (1999). Biosorption of uranium on Sargassum biomass. *Water Research*, 33(15), 3357-3363.
- Yeemin T, Asa S, Ruengsawang N, Phantaewee W, Nobchinwong P (1998). Distribution pattern and population density of a marine bivalve, *Asaphis cf. deflorata* at Nok Island, inner gulf of Thailand. In 24. Congress on Science and Technology of Thailand, Bangkok (Thailand), 19-21 Oct 1998.
- Yeh S (1973). Skin cancer in chronic arsenicism. *Human Pathology*, 4, 469-485.
- Yi Z, Hongsheng Y, Yichao H, Fusui Z (2002). Nitrogen and phosphorus excretion and its ecological effect by several bivalves and fouling animals. *Oceanologia et Limmologia Sinica*, 33(4), 424-431.
- Yokoi K, Konomi A (2012). Toxicity of so-called edible hijiki seaweed (*Sargassum fusiforme*) containing inorganic arsenic. *Regular Toxicology and Pharmacology*, 63(2) 291-297.
- Yonge CM (1923). Studies on the comparative physiology of digestion: I. The mechanism of feeding, digestion, and assimilation in the lamellibranch *Mya*. *British Journal of Experimental Biology*, 1, 15-63.
- Yonge CM (1962). On the primitive significance of the byssus in the Bivalvia and its effects in evolution. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 42(1) 113-125.
- Yonge M (1949). On the structure and adaptations of the Tellinacea, deposit-feeding Eulamellibranchia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 234(609), 29-76.
- Yoshida T (2019). Exposure amount/duration leading to carcinogenesis due to chronic arsenic exposure—Examination of carcinogenesis avoidance by exposure reduction. *Impact*, 8,30-32
- Young DK, Young MW (1982). Macrobenthic invertebrates in bare sand and seagrass (*Thalassia testudinum*) at Carrie Bow Cay, Belize. The Atlantic Barrier Reef Ecosystem at Carrie Bow Cay, Belize, 1, 115-126.
- Zaldivar R, Guillier A (1977). Environmental and clinical investigations on endemic chronic arsenic poisoning in infants and children. *Zentralblatt für Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hygiene, Abt. I (Originale)*, 165(2), 226-234.
- Zaloga GP, Deal J, Spurling T, Richter J, Chernow B (1985). Unusual manifestations of arsenic intoxication. *The American Journal of the Medical Sciences*, 289(5), 210-214.
- Zeller D, Pauly D (2015) Reconstructing marine fisheries catch data. In: D. Pauly and D. Zeller (eds). Catch reconstruction: concepts, methods and data sources. Online Publication. Sea Around Us ([www.seaaroundus.org](http://www.seaaroundus.org)). University of British Columbia.
- Zeller D, Booth S, Pauly D (2006). Fisheries contributions to the gross domestic product: underestimating small-scale fisheries in the Pacific. *Marine Resource Economics*, 21(4), 355-374.
- Zeller D, Booth S, Davis G, Pauly D (2007). Re-estimation of small-scale fishery catches for US flag-associated island areas in the western Pacific: the last 50 years. *Fishery Bulletin*, 105(2), 266-277.
- Zeller D, Harper S, Zylich K, Pauly D (2015). Synthesis of underreported small-scale fisheries catch in Pacific island waters. *Coral Reefs*, 34(1), 25-39.
- Zhang HN, Yang L, Ling JY, Czajkowsky DM, Wang JF, Zhang XW, Zhou Y-M, Ge F, Yang M-K, Xiong Q, Guo S-J, Le H-Y, Wu S-F, Yan W, Liu B, Zhu H, Chen Z, Tao S-C (2015) . Systematic identification of arsenic-binding proteins reveals that hexokinase-2 is inhibited by arsenic. *Proceedings of Natural Academy of Sciences*, 112(49) 15084-15089.
- Zhang, W., Guo, Z., Song, D., Du, S., & Zhang, L. (2018). Arsenic speciation in wild marine organisms and a health risk assessment in a subtropical bay of China. *Science of the Total Environment*, 626, 621-629.
- Zhang W, Guo Z, Wu Y, Qiao Y, Zhang L (2019). Arsenic Bioaccumulation and Biotransformation in Clams (*Asaphis violascens*) Exposed to Inorganic Arsenic: Effects of Species and Concentrations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(1) 114-119.

- Zhang W, Wang WX, Zhang L (2013). Arsenic speciation and spatial and interspecies differences of metal concentrations in mollusks and crustaceans from a South China estuary. *Ecotoxicology*, 22(4) 671-682.
- Zhang, W., Xiong, H., Zhang, J., & Wang, W. X. (2021). Transfer and bioavailability of inorganic and organic arsenic in sediment-water-biota microcosm. *Aquatic Toxicology*, 232, 105763.
- Zhao L, Yang F, Yan X, Huo Z, Zhang G (2012). Heavy metal concentrations in surface sediments and manila clams (*Ruditapes philippinarum*) from the Dalian coast, China after the Dalian Port oil spill. *Biology of Trace Element Research*, 149(2) 241-247.
- Ziccardi LM, Edgington A, Hentz K, Kulacki KJ, Driscoll SK (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1667-1676. Abstractdoi.org/10.1002/etc.3461
- Ziyaadini M, Yousefiyanpour Z, Ghasemzadeh J, Zahedi MM (2017). Biota-sediment accumulation factor and concentration of heavy metals (Hg, Cd, As, Ni, Pb and Cu) in sediments and tissues of *Chiton lamyi* (Mollusca: Polyplacophora: Chitonidae) in Chabahar Bay, Iran. *Iran Journal of Fisheries Science*, 16(4) 1123-1134.
- Zmozinski AV, Llorente-Mirandes T, López-Sánchez JF, da Silva MM (2015). Establishment of a method for determination of arsenic species in seafood by LC-ICP-MS. *Food Chemistry*, 173, 1073-1082.

### **Annexe n°1 : Description succincte des principales familles ciblées**

- *Ostreidae, Rafinesque, 1815*

Les *Ostreidae* ont une coquille inéquivalve, inéquilatérale à bord plissé, avec des valves circulaires à ovales. La charnière est édentée. La valve gauche plus profonde et plus grande que la droite, sert à la fixation. Une empreinte musculaire en forme de demi-lune est présente au centre de la coquille. Les huîtres étant fixées, le pied est absent ou rudimentaire (Coan et Valentich-Scott, 2012). Ces espèces filtreuses sont réparties dans les eaux chaudes et tempérées. Cinq espèces sont présentes aux Antilles françaises (Lamy et Pointier, 2017) dont *C. rhizophorea*, *Dendrostrea frons* en Martinique.

Sur les 12 espèces d'huîtres marines produites dans le Monde, 7 font l'objet de captures et d'aquaculture.

- *Veneridea, Rafinesque, 1815*

Les *Veneridae* possèdent une coquille équivalve ou subéquivalve de forme ovale ou allongée, parfois baïllante. Les sommets sont prosogyres. A l'intérieur de la coquille, les empreintes musculaires antérieures et postérieures sont semblables. La charnière est hétérodonte, avec généralement de 3 dents cardinales divergentes dans chaque valve.

Le pied est large, comprimé et plutôt court et la présence de byssus est rare.

Les siphons, souvent inégaux, sont courts chez certaines espèces, par exemple, *C.cancellata*, *A.brasiliana* et *T.mactroides* (Narchi, 1972) à longs, chez d'autres. (Jukes-Brown, 1914; Stewart, 1930; Finlay, 1928; Vaught *et al.*, 1989.; Bieler *et al.*, 2010; Coan et Valentich-Scott, 2012); Ces bivalves sont des filtreurs largement

répandus dans le monde.

Ce sont des petits bivalves fouisseurs qui vivent souvent en bancs denses et à faibles profondeurs dans les zones littorales quand leurs siphons sont courts. Les *Veneridae* préfèrent les sédiments pauvres en particules fines (vase, argile) car l'obstruction de leurs branchies ou cténidies est possible. On les retrouve donc surtout dans les fonds sableux situés en bas d'estran (Jackson, 1973) ou à faible profondeur en zone subtidale. Par exemple, elles sont très fréquentes au Mexique, dans l'estran et les petits fonds sableux (Holguín-Quiñones *et al.*, 2000) et au Venezuela, dans les zones sableuses subtidales (Prieto *et al.*, 2005). Quatorze espèces sont connues à la Martinique, dont *Chione cancellata*, *Anomalocardia brasiliana (flexuosa)* et *Leukoma granulata* (Lamy et Pointier, 2017).

1.

- *Pectinidae, Rafinesque, 1815*

Les *Pectinidae* ont une coquille libre ou adhérente, inéquivalve et à contour circulaire avec des côtes radiales. La charnière est dysodonte. Le ligament interne est inséré sous le crochet. Le bord cardinal possède deux expansions auriformes. Les lobes de leur manteau sont souvent garnis de franges ou tentacules. Privés de siphons, leur pied est généralement peu développé. (Bieler *et al.*, 2010 ; Coan & Valentich-Scott, 2012).

Certains vivent fixés sur le substrat, d'autres sont libres et mobiles, se déplaçant par bonds. Ils vivent à plus grande profondeur et présentent un pourcentage de chair plus élevé. Famille cosmopolite; 32 espèces sont présentes dans la Caraïbe.

En Martinique, 10 espèces sont connues dont parmi les plus communes: *Euvola ziczac*, *Antillipecten antillarum*, *Caribachchlamys pollucens* et parmi les plus rares: *Argopecten irradians* et *Nodipecten nodosus* (Lamy et Pointier, 2017).

- *Mytilidae, Rafinesque, 1815*

Les *Mytilidae* présentent une coquille régulière, allongée, élargie et arrondie en arrière avec une charnière dysodonte, sans dent ou à dents rudimentaires.

Le ligament est latéral et marginal et les faces intérieures de la coquille sont nacrées

(Soot-Ryen, 1955). Ils se fixent par un byssus sur un support dur, naturel ou non.

Filtreurs et consommateurs de phytoplancton et de matière organique, ils sont largement distribués dans le milieu marin, à différentes profondeurs et dans une grande variété d'habitats. On les trouve aussi bien dans les eaux côtières que dans les eaux abyssales car elles supportent une large gamme de températures et de salinités. Vingt-et-une espèces sont présentes aux Antilles Françaises, dont 8 à la Martinique: *Brachydonte exustus*, *B.modiolus*, *Crenella decussata*, *Lithophaga antillarum*, *L.bisulcata*, *L.nigra*, *Modiolus americanus* et *M.squamosus* (Lamy et Pointier, 2017).

- *Les Pharidae (H. Adams & A. Adams, 1856)*

Chez les *Pharidae*, la coquille, équivalve et très inéquilatérale, est très courte et ovale ou très allongée, plus ou moins comprimée latéralement avec un bec plus ou moins terminal ou proche du centre. Les valves sont droites ou très incurvées et reliées par un ligament externe. La coquille est baillante aux extrémités antérieure et postérieure, et les siphons, courts ou assez longs sont unis ou séparés. Filtreurs (Gofas et al. 2011) qui s'enfouissent rapidement dans le sable (von Cosel, 1993, Bieler *et al.*, 2010 ; Coan et Valentich-Scott, 2012; Antit *et al.*, 2017). Certains Pharidés sont nommés couteaux, de part leur similitude anatomique avec les *Solenidae*. Trois espèces ont été observées à la Martinique dont *Tagelus phi* (rare) (Lamy et Pointier, 2017).

- *Arcidae Lamarck, 1809*

Les *Arcidae* possèdent une coquille inéquivalve, de forme ovale à quadrangulaire avec des côtes radiales. La charnière taxodonte, est composée de nombreuses dents disposées sur une ligne droite, arquée ou courbée. L'aire cardinale est large entre les umbos bien écartés et le ligament est extérieur. La coquille est close ou baillante sur sa face inférieure. Filtreurs, ils se fixent par un byssus (Oliver et Cosel, von, 1993; Oliver et Holmes, 2006; Bieler *et al.*, 2010 ; Coan et Valentich-Scott, 2012). Ils se nourrissent de micro-organismes et de débris de matières organiques. 35 espèces ont été identifiées dans la Caraïbe. En Martinique (Lamy et Pointier, 2017), au moins huit espèces sont connues dont les quatre plus courantes sont *Arca zebra*, *A.imbricata*, *Anadara notabilis* et *Barbatia candida*. *Arca.domingensis*,



*Anadara chemnitzii*, *Aspera ectocomata*, *Barbatia cancellaria* sont moins répandues,

•

- *Mactridea Lamarck, 1809*

Les Mactres possèdent une coquille équivalve, circulaire ovale ou allongée avec des umbos prosogyres. La partie postérieure de la coquille est carénée. La charnière hétérodonte possède deux dents cardinales sur chaque valve (les dents principales étant en forme de V). La valve gauche présente des dents latérales simples tandis que la droite a des dents doubles.

Le ligament est interne. L'intérieur de la coquille est porcelané. Ils sont fouisseurs et possèdent un pied large est lancéolé, plus ou moins long et comprimé mais privé de byssus. Filtreurs à siphons soudés, assez courts, frangés ou cirrheux. Une ouverture est présente sous le siphon inhalant (Coan et Valentich-Scott, 2012; Bieler *et al.*,2010). Ils vivent à faible profondeur et sont cosmopolites. 4 espèces ont été identifiées aux Antilles Françaises dont une seule en Martinique mais rarement observable: *Mactrotoma fragilis* (Lamy et Pointier, 2017).

- *Arcticidae Newton, 1891 (1844)*

*Arctica islandica* est l'unique espèce actuelle. Sa coquille est renflée, solide, assez large, équivalve mais inéquilatéral, sub-circulaire. Son bec très prosogyre.

Le ligament est épais et externe. Il s'enfouit dans les sables mous ou dans la boue avec son grand pied comprimé latéralement, musclé et en forme de hache (Bieler *et al.*,2010 ; Morton, 2011).

- *Cardiidae Lamarck, 1809*

Coquilles équivalves, régulières, renflées, rondes à légèrement ovales, plus ou moins en forme de cœur. Les valves à bord crénelé ont une charnière avec des dents cardinales de formes assez irrégulières et des dents latérales écartées quand elles sont présentes. Filtreurs, ils vivent en substrat meuble. Les siphons sont courts, non extensibles et ciliés. Le pied long et coudé permet des petits déplacements par sauts successifs (Bieler *et al.*, 2010; Coan et Valentich-Scott, 2012).

Dix espèces sont présentes en Martinique et les plus communes sont: *Trachycardium isocardia*, *Papyridea soleniformis*, *Fluvia laevigata*, *Dallocardia muricata*, *Acrosterigma magnum* et *Americardia media* (Lamy et Pointier, 2017). *Fluvia laevigata*, *Dallocardia muricata*, *Americardia media* et *Acrosterigma magnum* sont 4 espèces à la fois communes et de tailles pouvant être supérieures à 5 cm.

## Annexe n°2 : Enquête pêcheurs :

### -A- Identité de l'enquêté :

Classe d'âge, lieu de résidence, situation professionnelle..... , pêcheur depuis:  
famille de pêcheurs?

### B-Activités de pêches:

-lieux de pêche

-milieu :

-nombre de personnes qui accompagnent:

lien entre vous et ces personnes: famille, amis

-durée de la pêche:

-nombre de sorties :

Régulièrement:>1 fois/semaine: préciser, 1 fois par mois ou moins,

à la demande:

-outils utilisés:

-IL y a t-il des périodes de l'année plus propices? d'autres qui ne le sont pas?

précisez

-IL y a t-il des conditions météo plus favorables? d'autres qui ne le sont pas?

-Pour vous cette activité est-elle:

agréable, facile, fatigante,risquée?

une source intéressante de revenus, une activité traditionnelle, une activité de loisir?

### B-espèces pêchées:

-noms vernaculaires utilisés pour les espèces pêchées:(photos):

-nbre d'espèces pêchées:

-quantité pêchée par sortie:

-tailles des individus:

même taille, ? différentes classes tailles?



## Annexe n°3 : Enquête Consommation

### Enquête collective 2: Consommation des ressources de coquillages locaux.

répondant	1	2	3	4	5
identité					
commune					
classe âge					
Cons. positif					
Cons. négative					
5-cons. importés					
6-non, raisons					
7-oui, quelles coquilles					
8-dernièrefois					
9-circonstances					
10-lieu d'achat					
11-quantité					
12-Fréquence de cons.					
13-Fréquence coquilles importés					
14-Fréquence conso souhaitée					
15-santé					