

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE ABDELHAMID IBN BADIS MOSTAGANEM
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE PROTECTION, VALORISATION DES RESSOURCES
MARINE ET LITTORAL ET SYSTEMATIQUE MOLECULAIRE (LPVRMLSM)



THESE

*En vue de l'obtention du diplôme de **Doctorat Ès Sciences***

Filière : Biologie

Spécialité : Ecologie et environnement marin

Présenté par : M. GUENDOUI YASSINE

THEME

**Etude de la bioaccumulation des métaux traces et
des radioéléments chez la moule *M. galloprovincialis*
et l'oursin *P. lividus* dans le littoral algérien**

Soutenu publiquement le : 22 / 06 / 2019

Devant le jury composé de :

M. MEZALI KARIM	Prof.	Univ. Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem	Président
M. BOUDERBALA MOHAMED	Prof.	Univ. Oran 1 Ahmed Ben Bella	Examineur
M. ROUANE-HACENE OMAR	MCA	Univ. Oran 1 Ahmed Ben Bella	Examineur
M. BACHIR BOUIADJRA BENABDALLAH	MCA	Univ. Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem	Examineur
M^{me} SOUALILI DINA LILA	Prof.	Univ. Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem	Directrice de thèse
M. BOULAHIDID Mostefa	Prof.	Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral	Co-Directeur de thèse

Année Universitaire 2018/2019

[*Blank*]

Avant – Propos

L'intérêt de ce travail était de réaliser une étude exhaustive de la qualité physico-chimique des eaux marines du Bassin Algérien.

Cette étude basée sur la caractérisation physico-chimique des eaux marines et sédiments devait également servir de base de données pour les études relatives aux futurs travaux des étudiants et chercheurs en biologie et géochimie marine. Il apparaît souvent difficile d'appréhender les modifications des caractéristiques physico-chimiques et environnementales du milieu marin. Pour cela on fait appel à des approches biologiques (Bioaccumulation et Biodisponibilité des contaminants), afin d'établir un système de bio-surveillance ou bio-monitoring de ce milieu.

Cette étude basée sur l'utilisation des bioindicateurs souvent utilisés à l'échelle méditerranéenne : la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*, pour la surveillance passive du milieu. Pour une surveillance active, à travers l'implantation des espèces bioindicatrices dans le milieu, il est impossible d'assurer l'implantation de l'oursin, vu son mode de vie (nutrition et locomotion), en plus de sa disparition dans le site contaminé de Collo à Skikda et la dominance de l'oursin *Arbacia lixula*. Par ailleurs, le dosage des radioéléments par la spectrométrie gamma, nécessite une grande quantité du lyophilisat (chaire sèche) de l'espèce 500 g au minimum, ce qui nécessite un nombre très grand des individus d'oursin pour assurer cette quantité, et peut provoquer un épuisement du stock dans les sites étudiés.

Dédicace

*Avant tout, je remercie notre dieu, **ALLAH**, le Miséricordieux, l'Unique,
Le Puissant ... pour sa protection et son guide.*

*A mes parents Mohamed et Fatiha, qui ont été présents à chaque étape, toujours à
m'encourager ;*

A ma femme Meriem et ma fille Reem ;

A mes sœurs Meriem & Hafsa ;

A BELABID Hakim, Romaissa, Abed Elouahab et Abed Elmoumen ;

A ma belle-famille BOUDJENOUN : Redouan, Naima, Yasmine, Leila, Islam et Zineb ;

A BEN SAAD Sid Ali;

*Je souhaite également remercier tous mes amis de grande date avec qui j'ai vécu des
moments inoubliables. Ainsi, je remercie particulièrement : GUENDOUZI Maamer,
BOUDJEMAH Zidane, LAKFEL Nassim, SAMAR Adel, ABD ELHAK Abd El Azzize,
GUENATRI Lydia et MISRAOUI Ali ;*

*A ces remerciements, j'associe l'expression de ma reconnaissance et à toutes les personnes
qui ont participé bénévolement de près ou de loin à la réalisation de cette Thèse ;*

Merci à tous ceux que je n'ai pas cités ici mais à qui je pense quand même !!!

GUENDOUZI YASSINE

Remerciements

Une thèse, c'est bien sûr un travail de longue haleine. C'est une période où on se pose beaucoup de questions et où on est souvent face à des obstacles techniques et intellectuels. Les solutions sont rarement simples et linéaires. Mais avec l'aide des personnes passionnées dans leur projet et leurs spécialités, on peut franchir ces barrières et faire de belles découvertes. Ces années de thèse à l'université de Mostaganem m'ont permis de développer des qualités et des compétences qui je pense me seront bénéfiques. Je remercie tous ceux et celles qui m'ont aidé à la réalisation de cette thèse et qui m'ont permis d'en arriver là.

Je remercie en premier lieu ma directrice de thèse, **Prof. Dina Lila SOUALILI** (Doyenne de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et membre au laboratoire Protection, Valorisation des Ressources Marine et Littoral et Systématique Moléculaire - Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem). Je lui suis très reconnaissant pour tout le temps qu'elle m'a accordé malgré ses nombreuses occupations, ses qualités pédagogiques et scientifiques, ces bons conseils, son omniprésence, sa sympathie et sa gentillesse. Je la remercie particulièrement de m'avoir donné l'opportunité de poursuivre ma première et deuxième post-graduation à l'université de Mostaganem. Cette formation à Mostaganem m'a permis de décrocher un poste d'enseignant à l'université de Tipaza. Je lui adresse pour cela toute ma gratitude.

Mes sincères remerciements au **Prof. Mostefa BOULAHID** co-directeur de thèse (Directeur du Laboratoire des Ecosystèmes Marins et Littoraux - Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et l'Aménagement du Littoral – ENSSMAL-), pour m'avoir orienté et enrichi par ses conseils, et qui a accompagné mes études depuis mes années d'ingénieur. Je le remercie pour son soutien moral et ses encouragements m'ont été d'un grand apport.

C'est un grand honneur que me fait Monsieur le Prof. Karim MEZALI (Directeur du laboratoire Protection, Valorisation des Ressources Marine et Littoral et Systématique Moléculaire – UMAB-Mostaganem), qui a bien voulu juger ce travail et en présider le jury de ma thèse. J'ai beaucoup appris à ses côtés durant toutes ces années de préparation de magister et de doctorat à l'université de Mostaganem. Je le remercie vivement pour ses conseils constructifs et pour les corrections minutieuses qu'il a apportées à ma thèse.

Je remercie vivement le **Prof. Mohamed BOUDERBALA** (Directeur du Laboratoire du Réseau de Surveillance Environnemental "LRSE". Univ. Oran 1 Ahmed Ben Bella) et le **Dr. Omar ROUANE Hacene** (MCA et membre au Laboratoire du Réseau de Surveillance Environnemental "LRSE". Univ. Oran1 Ahmed Ben Bella) pour avoir examiné ce modeste travail. Je les remercie d'avoir fait le déplacement d'Oran ce jour de vacance (samedi) pour assister à ma soutenance. Qu'ils trouvent ici mes remerciements les plus cordiaux.

Je remercie également le **Dr Benabdallah BACHIR BOUIADJRA** (MCA à l'université de Mostaganem) d'avoir accepté de prendre part au jury de ma thèse et d'avoir prié le temps de lire la thèse et apporter ces remarques pertinentes.

Aux personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail, un grand merci pour M. **BenYahia BOUDJELEL**, M^{me} **Nabila EDDALIA** et M^{me} **Fariza OUNADI** du laboratoire de l'annexe de l'ENSSMAL (Sidi Fredj) pour leurs aides et encouragements.

Je remercie **Mme Saida AMALOU Directrice** générale du "Laboratoire National de Contrôle d'Analyse des Produits de la Pêche et de la salubrité des milieu" d'Ain Benian qui m'a accordé sa confiance et les moyens nécessaires pour le traitement de mes échantillons.

Je remercie **Dr Abdelkader NOUREDDINE** de m'avoir accueilli dans son laboratoire (la division de l'environnement, de la sûreté et les déchets radioactifs) au niveau du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, pour la réalisation de dosage des radionucléides.

Je remercie Dr **WARNAU MICHEL** et Dr **RODRIGUEZ Y BAENA ALESSIA MARIA** (AIEA, Autriche) qui m'ont énormément aidé dans la rédaction de mes publications.

Je suis très reconnaissant à M^{elle} **Djemaa DEHANE** (Doctorante à l'Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et l'Aménagement du Littoral) de m'avoir aidé à prendre en main les outils de calcul des activités des radionucléides et le calcul de l'incertitude.

A **M^{me} Sabine AZEMARD** (Laboratoire d'environnement, Agence International de l'Energie Atomique, Monaco) pour m'avoir attribué du temps par l'intermédiaire de M. R. Boudjenoun au sujet de traitement et analyse des métaux traces et envoyer, dès nécessaire, les renseignements souhaités.

Toute ma gratitude va aussi à mes camarades de la promotion magister "Connaissance, Valorisation et Gestion de la Biodiversité Marine Côtière" et compagnons de thèse du Département des Sciences de la Mer et de l'Aquaculture, Université de Mostaganem pour les bons moments passés au laboratoire de "Protection, Valorisation des Ressources Marines et Littorales et Systématique Moléculaire (LPVRMLSM)". Une mention spéciale pour **Mohammed ELAKKERMI**, **Hocine BENZAIT** et **Toufik MANSOURI** pour leurs soutiens moraux et pour leur aide sur terrain.

Je tiens aussi à remercier toutes les personnes qui ont contribué aux prélèvements des moules, merci plus particulièrement à **M. Abdelkader BENKOUIDER**, **M^{lle} Tinhinane LARAB** et **M^{lle} Halima FEKIR**, de la ferme conchylicole *Aqua-Sirene* (Kristel. Oran), merci aussi à **Raouf BOUZOUALEGH** et **DiDiNe** (MPRH de Skikda, Station de Collo).

J'exprime aussi ma profonde gratitude à **M. Boualam KHOUDJA** et **M. Maamer DIAF** pour leur accueil et leur soutien pendant toute la période d'implantation des moules dans la ferme conchylicole *Orcamarine* (Serkouf, Alger).

J'exprime également mes plus sincères remerciements au **Dr. Hanane KENNOUCHE** (Université de Tipasa) qui a accepté de relire une partie de ce manuscrit et de me faire part de ses commentaires éclairés.

Mes remerciements à **Omar HOUAS** (Ministère de l'Environnement et des Énergies Renouvelables) qui m'a apporté son soutien au cours de ce travail.

Mes remerciements les plus sincères s'adressent enfin à tous mes professeurs de l'université de Mostaganem, à tous mes collègues, à tous mes amis.

Incontestablement, la thèse est un aboutissement,

et je ne peux m'empêcher de penser à demain....

Stellio CASAS

Liste des acronymes

AIEA : Agence Internationale de l'Energie Atomique.

CRNA : Centre de Recherche Nucléaire d'Alger. Algérie.

EDI : The estimated dietary intake *i.e.* "L'estimation de la consommation quotidienne chronique".

EF : Enrichment factor *i.e.* "le facteur d'enrichissement".

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations. *i.e.* Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture.

Ge (HP) : Germanium Hyper Pur.

JECFA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives *i.e.* "Comité Expert Commun d'Additifs alimentaires".

MATET : Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme. Algérie.

MES : Matières En Suspension.

MIP : Matière Inorganique Particulaire.

MOP : Matière Organique Particulaire.

MOS : Matière Organique dans les Sédiments.

MPRH : Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques. Algérie.

P.H. : Poids Humide.

P.S. : Poids Sec.

pH : Potentiel d'Hydrogène.

psu : Practical salinity unit.

PTDI : The provisional tolerable daily intakes *i.e.* "La consommation quotidienne tolérable provisoire".

RINBIO : Réseau Intégrateur Biologique (France).

RNO : Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin (France).

SAA : Spectrométrie d'Absorption Atomique.

SN : Sels Nutritifs.

THQ : Target Hazard *i.e.* "Quotient le quotient de danger cible".

UNESCO : The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. *i.e.*
Organisation des nations unies pour l'éducation, la science et la culture.

US EPA : United States Environmental Protection Agency *i.e.* "Ministère de l'Environnement
Américain".

WHO : World Health Organization. *i.e.* Organisation mondiale de la santé.

RfD : Reference Dose *i.e.* "la dose orale de référence".

HI : Hazard Index *i.e.* "L'indice de danger".

PLI : Pollution Load Index *i.e.* "Indice de charge de pollution".

Glossaire

[Bioaccumulation] : processus d'absorption des produits chimiques par toutes les voies possibles (voies respiratoires, voie alimentaire et voie cutanée) qui reflète l'exposition totale aux produits chimiques dans l'environnement environnant.

[Bioamplification] ou **[Biomagnification]** : est le processus par lequel le prédateur concentre une substance à un niveau supérieur à celui, où il se trouve dans la proie.

[Bioconcentration] : est un *cas particulier de la bioaccumulation*. Elle est définie comme le processus par lequel une substance (ou un élément) se trouve présent dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. Le facteur de bioconcentration est défini par le rapport de la concentration d'une substance à l'intérieur d'un organisme à sa concentration dans le milieu ambiant.

[Biodisponibilité métallique] : la capacité d'un métal d'interagir avec les membranes biologiques d'un organisme et d'avoir éventuellement un effet nocif. L'indice (métal / poids de coquille) est pour estimer la biodisponibilité métallique chez la moule.

[Bioindicateur] : dans un contexte écotoxicologique, un organisme qui peut fournir des renseignements quantitatifs sur l'état de l'environnement ou le niveau de la contamination et/ou de la pollution.

[Biomonitoring] ou **[Biosurveillance]** : utiliser des organismes vivants (faune et/ou flore) dans la surveillance de la qualité de l'eau pour évaluer les changements (temporels ou spatiaux) afin de vérifier si le biote peut être en risque.

[Contaminant] : substance chimique dont la concentration dans l'environnement dépasse les concentrations de bruit de fond.

[Cycle biogéochimiques] : processus qui caractérise la transformation de la matière et la circulation des éléments dans les écosystèmes et entre les divers compartiments de la biosphère. Les êtres vivants interviennent de façon déterminante dans ces cycles dont ils en sont les agents moteurs à tout le moins à une phase ou à une autre.

[Scavenging] : le terme anglosaxon "*scavenging*", introduit par Goldberg (1954) pour désigner tout processus physico-chimique (sorption, complexation ou tout autre type de réactions de surface) liant à la matière particulaire, vivante ou détritrique, des éléments provenant de la phase dissoute.

[Sublimation] : Passage (d'un corps) de l'état solide à l'état gazeux sans passage par l'état liquide.

Table des matières

I.	Introduction	1
II.	Contexte générale	3
II.1	La surveillance du milieu littoral marin.....	3
II.1.1	Evaluation des contaminants au milieu marin.....	3
II.2	Argumentaire sur les paramètres pris en compte.....	4
II.2.1	Caractéristiques hydrologiques du milieu marin.....	4
II.2.1.1	Température de l'eau de mer	4
II.2.1.2	La salinité de l'eau de mer	4
II.2.1.3	L'oxygène dissous dans l'eau de mer	5
II.2.1.4	Le pH de l'eau de mer.....	5
II.2.1.5	La matière en suspension et la matière organique particulaire en eau de mer	5
II.2.1.6	Les sels nutritifs	6
II.2.1.6.1	L'Azote.....	6
II.2.1.6.2	Le phosphore.....	7
II.2.1.6.3	Le silicium.....	7
II.2.2	La teneur en lipide, glucide et protéine dans la chair de la moule	7
II.2.3	Les métaux traces	8
II.2.3.1	Les métaux potentiellement toxiques.....	8
II.2.3.1.1	Le plomb (Pb)	8
II.2.3.1.2	Le cadmium (Cd).....	9
II.2.3.2	Les métaux probablement essentiels.....	10
II.2.3.2.1	Le nickel (Ni).....	10
II.2.3.2.2	Le cobalt (Co).....	10
II.2.3.3	Les métaux essentiels.....	11
II.2.3.3.1	Le chrome (Cr)	11
II.2.3.3.2	Le cuivre (Cu).....	12
II.2.3.3.3	Le zinc (Zn).....	13

II.2.3.3.4	Le manganèse (Mn).....	13
II.2.3.3.5	Le fer (Fe)	13
II.2.4	Les radionucléides.....	13
II.3	Argumentaire sur les compartiments pris en compte	16
II.3.1	Compartiment "Sédiment"	16
II.3.2	Compartiment "Matière en suspension"	16
II.3.3	Compartiment moule " <i>Mytilus galloprovincialis</i> "	17
II.3.3.1	Identité de la moule <i>M. galloprovincialis</i>	17
II.3.3.2	Morphologie externe de la moule <i>M. galloprovincialis</i>	17
II.3.3.3	Anatomie de la moule <i>M. galloprovincialis</i>	18
II.3.3.4	Physiologie de la moule <i>M. galloprovincialis</i>	19
II.3.3.4.1	Alimentation.....	19
II.3.3.4.2	Excrétion.....	20
II.3.3.4.3	Reproduction.....	20
II.3.3.5	Ecologie de la moule <i>M. galloprovincialis</i>	21
II.3.3.5.1	Habitat.....	21
II.3.3.5.2	Adaptations aux facteurs écologiques.....	21
II.3.3.5.3	Locomotion	21
II.3.3.5.4	Mortalité et prédation.....	21
II.3.3.6	Répartition géographique.....	22
II.3.3.7	Pêche et consommation de la moule <i>M. galloprovincialis</i>	22
II.3.3.8	Utilisation de <i>M. galloprovincialis</i> comme bioindicatrice des contaminants	23
II.3.4	Compartiment oursin " <i>Paracentrotus lividus</i> "	24
II.3.4.1	Identité de l'oursin <i>P. lividus</i>	24
II.3.4.2	Morphologie externe de l'oursin <i>P. lividus</i>	25
II.3.4.3	Anatomie interne de l'oursin <i>P. lividus</i>	27
II.3.4.4	Physiologie de l'oursin <i>P. lividus</i>	28
II.3.4.4.1	Alimentation.....	28

II.3.4.4.2	Reproduction.....	29
II.3.4.5	Ecologie de l'oursin <i>P. lividus</i>	29
II.3.4.5.1	Habitat.....	29
II.3.4.5.2	Comportement vis-à-vis de la Température et la salinité.....	30
II.3.4.5.3	Prédation.....	30
II.3.4.5.4	Déplacement et migrations	31
II.3.4.5.5	Croissance	31
II.3.4.6	Distribution géographique de l'oursin <i>P. lividus</i>	31
II.3.4.7	Pêche et consommation de l'oursin <i>P. lividus</i>	32
II.3.4.8	L'oursin <i>P. lividus</i> bioindicatrice de la contamination métallique	33
II.4	Caractéristique du littoral algérien.....	34
II.4.1	Aperçu générale.....	34
II.4.2	Etat de pollution sur le littoral algérien	35
II.4.2.1	Pollution domestique	35
II.4.2.2	Pollution industrielle.....	35
III.	Stratégie d'étude et protocoles d'analyse.....	38
III.1	Zone d'étude	38
III.2	Stratégie de prélèvement et d'échantillonnage	40
III.2.1	Biotope	40
III.2.1.1	Mesure <i>in situ</i>	40
III.2.1.2	Prélèvement de l'eau de mer et des sédiments.....	40
III.2.2	Biote	40
III.2.2.1	La moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	40
III.2.2.1.1	Prélèvement et implantations	40
III.2.2.1.2	Echantillonnage	41
III.2.2.1.3	Mesures morphométriques.....	42
III.2.2.1.4	Indice physiologique : Indice de condition	42
III.2.2.2	L'oursin <i>Paracentrotus lividus</i>	43
III.2.2.2.1	Prélèvement et traitement.....	43

III.2.2.2.2	Paramètres morphométriques	43
III.2.2.2.3	Sex-ratio	44
III.2.2.2.4	Indice physiologique : Indice gonadique	44
III.3	Protocoles d'Analyses.....	45
III.3.1	Détermination de la matière en suspension (MES) et la matière organique particulaire (MOP) dans l'eau de mer	45
III.3.2	Détermination du taux d'humidité (%) et la matière organique dans le sédiment	45
III.3.3	Dosage des sels nutritifs	46
III.3.3.1	Principe de mesure	46
III.3.3.2	Mode opératoire	46
III.3.4	Dosage des paramètres biochimiques dans la chaire de la moule	46
III.3.4.1	Dosage des lipides.....	47
III.3.4.2	Dosage des glucides	47
III.3.4.2.1	La courbe d'étalonnage des glucides.....	48
III.3.4.3	Dosage des protéines.....	49
III.3.4.3.1	Réactifs.....	49
III.3.4.3.2	Protocole expérimentale	49
III.3.5	Dosage des métaux traces.....	50
III.3.5.1	Principe de mesure	50
III.3.5.2	Protocole de dosage des métaux traces	51
III.3.5.2.1	Lyophilisation	51
III.3.5.2.2	Broyage et homogénéisation.....	51
III.3.5.2.3	Digestion	52
III.3.5.2.4	Procédure de la digestion de sédiment et les MES.....	52
III.3.5.2.5	Procédure de la digestion du biote.....	53
III.3.5.2.6	Assurance qualité	53
III.3.6	Dosage des radionucléides par spectrométrie gamma (γ)	54
III.3.6.1	Principe de mesure	55
III.3.6.1.1	L'alimentation haute tension (HT).....	55

III.3.6.1.2	Azote liquide et Cryostat (Doigt froid)	55
III.3.6.1.3	L'électronique d'acquisition	55
III.3.6.1.4	Structure en plomb et structure en cuivre	56
III.3.6.1.5	Le détecteur semi-conducteur	56
III.3.6.1.6	Préamplificateur	56
III.3.6.1.7	Amplificateur	57
III.3.6.1.8	Codeur analogique numérique ADC (Analog to Digital Converter)	57
III.3.6.1.9	Analyseur multicanaux	57
III.3.6.1.10	Système d'acquisition.....	57
III.3.6.2	Calcul d'activité et incertitude	58
III.3.6.2.1	Calcul d'activité	58
III.3.6.2.2	Calcul d'incertitude	59
III.3.6.2.3	Seuil de décision (SD) et limite de détection (LD).....	60
III.4	Evaluation du risque métallique.....	61
III.4.1	Les sédiments marins	61
III.4.1.1	Indice de Géoaccumulation $I_{Géo}$	61
III.4.1.2	Facteur d'enrichissement (EF)	62
III.4.1.3	Indice de charge de pollution (PLI) et l'indice de contamination moyen (IC_m)	63
III.4.2	Les matières en suspension (MES)	64
III.4.2.1	Indice de contamination métallique de MES (IC_{MES}).....	64
III.4.3	La moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	65
III.4.3.1	Règlementation algérienne.....	65
III.4.3.2	Le Réseau intégrateurs biologiques (RINBIO).....	65
III.4.3.3	Facteur de biodisponibilité métallique	65
III.4.3.4	Facteur de bioconcentration métallique	66
III.4.3.5	Evaluation du risque pour la santé de consommateur.....	66
III.4.3.5.1	Consommation Quotidienne Chronique "EDI" d'un métal	67
III.4.3.5.2	Le quotient de danger cible (THQ).....	67
III.4.3.5.3	Indice de danger HI.....	68

III.4.3.5.4	Le taux limite de consommation CR _{lim}	69
IV.	Résultats et discussion	70
IV.1	Bioaccumulation chez la moules <i>M. galloprovincialis</i>	70
IV.1.1	Résultats des mesures des paramètres hydrologiques des sites.....	70
IV.1.1.1	Température	70
IV.1.1.2	Salinité	71
IV.1.1.3	Oxygène dissous	72
IV.1.1.4	pH de l'eau de mer.....	72
IV.1.1.5	Matière en suspension (MES) et Matière organique particulaire (MOP) ...	72
IV.1.1.6	Sels nutritifs	74
IV.1.1.6.1	Ammonium (NH ₄ ⁺).....	75
IV.1.1.6.2	Nitrites (NO ₂ ⁻)	75
IV.1.1.6.3	Nitrates (NO ₃ ⁻)	77
IV.1.1.6.4	Orthophosphate (H ₂ PO ₄ ⁻)	78
IV.1.1.6.5	Silicium dissous (SiO ₂).....	79
IV.1.2	Paramètres mesurés dans le sédiment des sites.....	80
IV.1.2.1	Teneur en eau et en matière organique	80
IV.1.3	Paramètres biométriques et physiologique de la moule <i>M. galloprovincialis</i> ...	81
IV.1.3.1	Paramètres morphométriques (Longueur, Hauteur, Epaisseur et Facteur de taille de la coquille)	81
IV.1.3.2	Indice physiologique : indice de condition IC	86
IV.1.3.3	Paramètres biochimique (Lipides, Glucides et Protéines)	87
IV.1.4	Les métaux traces dans le biotope de <i>M. galloprovincialis</i>	89
IV.1.4.1	Les métaux traces dans les sédiments où vit <i>M. galloprovincialis</i>	90
IV.1.4.1.1	Le plomb.....	91
IV.1.4.1.2	Le cadmium	92
IV.1.4.1.3	Le chrome.....	93
IV.1.4.1.4	Le nickel.....	94
IV.1.4.1.5	Le cobalt	94

IV.1.4.1.6	Le cuivre	95
IV.1.4.1.7	Le zinc.....	96
IV.1.4.1.8	Le manganèse.....	97
IV.1.4.1.9	Le fer	98
IV.1.4.1.10	Indice de Géoaccumulation $I_{Géo}$	99
IV.1.4.1.11	Facteur d'enrichissement (EF)	100
IV.1.4.1.12	Indice de charge de pollution (PLI) et l'indice de contamination moyen (IC_m)	100
IV.1.4.2	Les métaux traces dans la matière en suspension (MES)	101
IV.1.4.2.1	Le plomb.....	102
IV.1.4.2.2	Le cadmium	103
IV.1.4.2.3	Le chrome.....	105
IV.1.4.2.4	Le nickel.....	106
IV.1.4.2.5	Le cobalt	107
IV.1.4.2.6	Le cuivre	109
IV.1.4.2.7	Le zinc.....	110
IV.1.4.2.8	Le manganèse.....	111
IV.1.4.2.9	Le fer	113
IV.1.4.2.10	Indice de contamination métallique IC_i et Indice de contamination métallique moyen (IC_{MES}) dans les MES.....	114
IV.1.4.3	Les métaux trace dans la chaire Moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	115
IV.1.4.3.1	Le plomb.....	116
IV.1.4.3.2	Le cadmium	118
IV.1.4.3.3	Le chrome.....	119
IV.1.4.3.4	Le nickel.....	120
IV.1.4.3.5	Le cobalt	122
IV.1.4.3.6	Le cuivre	123
IV.1.4.3.7	Le zinc.....	125
IV.1.4.3.8	Le manganèse.....	126
IV.1.4.3.9	Le fer	127
IV.1.4.3.10	Facteur de biodisponibilité métallique	128
IV.1.4.3.11	Facteur de bioconcentrations métalliques	130
IV.1.4.4	Evaluation du risque pour le consommateur des moules.....	131
IV.1.4.4.1	La consommation quotidienne chronique EDI ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{jrs}$)	131
IV.1.4.4.2	Le quotient de danger cible (THQ) et L'indice de danger (HI).....	132

IV.1.4.4.3	Le taux limite de consommation	133
IV.1.5	Radionucléides chez la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	134
IV.1.5.1	Le césium 137 (¹³⁷ Cs)	135
IV.1.5.2	Le potassium 40 (⁴⁰ K).....	136
IV.1.5.3	Le radium 226 (²²⁶ Ra).....	137
IV.1.5.4	Le bismuth 214 (²¹⁴ Bi).....	138
IV.1.5.5	Le plomb 214 (²¹⁴ Pb)	138
IV.1.5.6	Le plomb 210 (²¹⁰ Pb)	139
IV.2	Bioaccumulation chez l'oursin <i>P. lividus</i>	141
IV.2.1	Biologie de l'oursin.....	141
IV.2.1.1	Paramètres morphométriques : diamètre (D) et hauteur (H) du test.....	141
IV.2.1.2	Sex-ratio.....	143
IV.2.1.3	Indice physiologique : Indice gonadique	144
IV.2.2	Les métaux traces dans les gonades de l'oursin <i>P. lividus</i>	147
IV.2.3	Effet de dilution de l'indice gonadique sur la bioaccumulation des métaux traces	148
	Conclusion générale	156
	Bibliographie.....	159
	Annexes	

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les différents stades du cycle de reproduction chez la moule <i>M. galloprovincialis</i>	20
Tableau 2 : Période et nombre de pontes par an de <i>P. lividus</i> dans les côtes algériennes.	29
Tableau 3 : Positionnement géographique des stations de prélèvement de <i>M. galloprovincialis</i> (S1, S2, S3) et de <i>Paracentrotus lividus</i> (S4, S5, S6).	39
Tableau 4 : Interprétation des valeurs de la pente (b) entre le diamètre D et la hauteur H du test de <i>P. lividus</i>	44
Tableau 5 : Valeurs de bruit de fond géochimique des métaux trace dans le sédiment marin Méditerranéen dans la littérature	61
Tableau 6 : Interprétation des valeurs de l'indice de géoaccumulation <i>in</i> Muller (1979)	62
Tableau 7 : Interprétation des valeurs de facteur d'enrichissement des métaux traces dans le sédiment marin <i>in</i> Birch (2003)	63
Tableau 8 : Classe de pollution et le degré de contamination selon l'indice de charge de pollution (PLI : Pollution Load Index) (Wang <i>et al.</i> , 2013; Shang <i>et al.</i> , 2015)	63
Tableau 9 : Etat de contamination métallique des sédiments selon l'indice de contamination moyen (IC _m) <i>in</i> Marcellin <i>et al.</i> (2009)	64
Tableau 10 : Interprétation de l'indice de contamination métallique dans les matières en suspension	64
Tableau 11 : Limites supérieures des classes de qualité calculées pour le réseau RINBIO, 2009. <i>in</i> Andral et Tomasino (2010)	65
Tableau 12 : Valeur de la dose orale de référence RfD : USEPA, 2016 <i>in</i> Zhelyazkov <i>et al.</i> (2018)	68
Tableau 13 : Niveaux de risque selon la valeur du THQ, <i>in</i> Liu <i>et al.</i> (2017a)	68
Tableau 14 : Descripteurs physicochimiques mesurés <i>in situ</i> (Avril, 2017) dans les trois sites de prélèvement (S1, S2 et S3) et n=3, avec les valeurs normales (Mer méditerranée). OD : oxygène dissous. Les résultats sont présentés sous forme (moyenne ± s.d.)	70

Tableau 15 : variation mensuelle moyenne des descripteurs physicochimiques de l'eau de mer durant l'implantation (avril - août 2017) au niveau du site de l'implantation S2 «Sercouf, Alger"	70
Tableau 16 : Teneurs en Sels Nutritifs ($\mu\text{mol/l}$) au niveau des trois sites de prélèvement des moules (S1) Région Ouest : "Kristel, Oran" (S2) Région Centre : "Sercouf, Alger" et S3 Région Est : "Collo, Skikda" Avec n=3.....	74
Tableau 17 : Teneur moyenne, valeur minimale et maximale en sels nutritifs mesurées durant la période d'implantation (site de Sercouf). Avec n=5.	75
Tableau 18 : Concentrations des Sels nutritifs dans l'eau de mer citées dans la littérature....	76
Tableau 19 : Teneur en eau (%) et en matière organique (mg/g) dans les sédiments provenant des sites : (S1) Kristel, (S2) Sercouf et (S3) Collo ; Pendant le prélèvement (avril) et après l'implantation (août). Avec n=3.....	81
Tableau 20 : Paramètres morphométriques Longueur (L), Hauteur (H), Epaisseur (E) et Facteur de taille de la coquille "FTC", mesurés pour les moules prélevées dans les sites de Kristel, Sercouf, Collo et pour les moules implantées à Sercouf.....	82
Tableau 21 : Les valeurs des paramètres de l'équation de corrélation (équation puissance) de la morphométrie de <i>M. galloprovincialis</i> dans les sites de Kristel, Sercouf, Collo. (Avril, 2017). n : nombre d'individus, L : longueur, H : hauteur, E : R^2 : Coefficient de corrélation, a et b : paramètres d'équation.	83
Tableau 22 : Les valeurs des paramètres de l'équation de corrélation (équation puissance) de la morphométrie de <i>M. galloprovincialis</i> dans le site d'implantation "Sercouf" (Aout, 2017). n : nombre d'individus, L : longueur, H : hauteur, E : R^2 : Coefficient de corrélation, a et b : paramètres d'équation.	85
Tableau 23 : Valeur certifiée (Val. Cert.) et valeur mesurée (Val. Mes.) des métaux traces dans les échantillons de référence (AIEA-433) et (AIEA-MEL-2018-01-ILC). Avec n=3.	90
Tableau 24 : Teneur des métaux traces dans les sédiments provenant des trois sites d'étude. Avec n=3.	91
Tableau 25 : Valeurs de l'indice de géoaccumulation des métaux traces dans les sédiments provenant des trois sites : Kristel et Collo (avril, 2017) ; Sercouf (avril et août 2017)	99

Tableau 26 : Valeurs du facteur d'enrichissement (EF) des métaux traces dans les sédiments provenant des trois sites : Kristel et Collo (avril, 2017) ; Sercouf (avril et août 2017)	100
Tableau 27 : Indices d'évaluation de la qualité sédimentaire métallique : Indice de charge de pollution (PLI : Pollution Load Index) et Indice de contamination moyen (IC _m).....	101
Tableau 28 : Variation des métaux traces dans les matières en suspension à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017) et durant l'implantation à Sercouf (avril - août, 2017), Avec n=3.	102
Tableau 29 : Indice de contamination métallique (IC _i) et Indice de contamination métallique moyen (IC _{MES}) des métaux trace dans les MES provenant des trois sites : Kristel et Collo (avril, 2017) ; Sercouf (avril - août 2017).....	114
Tableau 30 : Valeur certifiée et valeur mesurée des métaux traces dans un échantillon de référence "chaire de palourde <i>Gafrarium tumidum</i> " (PT.AIEA-2013) Avec n=3.	115
Tableau 31 : Teneurs des métaux traces dans la chaire des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (août. 2017) dans le site de Sercouf. Avec n=3.	116
Tableau 32 : Facteurs de biodisponibilité métallique calculées chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> prélevées dans les trois sites : "S1" Kristel, "S2" Sercouf et "S3" Collo pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017). Avec n=3.	129
Tableau 33 : Valeurs du facteur de bioconcentration (Sédiment-Moules) des métaux analysés provenant des trois sites : "S1" Kristel ; "S2" Sercouf et "S3" Collo.....	130
Tableau 34 : Consommation quotidienne chronique (µg/kg/jrs) des métaux traces à travers la consommation des moules <i>M. galloprovincialis</i> prélevées à Kristel, Sercouf et Collo, après la période d'implantation.	132
Tableau 35 : Quotient de danger cible (THQ : Target Hazard Quotient) et Indice de danger (HI : Hazard Index) pour l'ensemble des métaux traces étudiés, chez les moules analysées pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (août. 2017) dans le site de Sercouf.....	133
Tableau 36 : Taux limite de consommation limite "CR _{lim} " (<i>Consumption Rate Limit</i>) des moules <i>M. galloprovincialis</i> analysées pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017).....	134

Tableau 37 : Paramètres biologique de la moule <i>M. galloprovincialis</i> analysées pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017) et paramètres métrologiques du comptage par spectrométrie gamma	135
Tableau 38 : Activité des radionucléides dans le tissu de la moule <i>M. galloprovincialis</i> analysée pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017). ($\pm 2\sigma$) et $k=2$	135
Tableau 39 : Paramètres morphométriques (Diamètre et Hauteur du test) de l'oursin <i>Paracentrotus lividus</i> dans les trois sites d'étude durant la période étudiée.....	141
Tableau 40 : Distribution saisonnière du sex ratio (F/M), de l'oursin <i>P. lividus</i> , provenant des sites : S4 "Sidi Mejdoub" (Mostaganem), S5 "Willis" (Mostaganem) et S6 "Bateau cassé" (Alger). Test (ϵ) : test d'homogénéité de Schwartz (1996). s d : écart-type. n=15	144
Tableau 41 : Valeurs certifiées et valeurs mesurées d'échantillon de référence (Biote. IAEA-MEL-2012-02). Les données présentées en Moyenne \pm s.d. avec (n = 3).....	147
Tableau 42 : Concentrations moyennes saisonnières des métaux traces dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé"	147
Tableau 43 : Les concentrations moyennes en Pb, Cd, Ni et Zn dans les gonades d'oursin <i>Paracentrotus lividus</i> , citées dans la littérature.....	148

Liste des figures

Figure 1 : Les chaines de décroissance radioactive du thorium ^{232}Th et de l'uranium ^{235}U et ^{238}U (Le Petit et Granier, 2002).....	15
Figure 2 : Morphologie externe d'une moule « vu du côté droit » (His et Cantin, 1995).....	18
Figure 3 : Anatomie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Bachelot <i>et al.</i> , 2010).....	19
Figure 4 : Répartition géographique de la moule <i>M. galloprovincialis</i> (en couleur rouge) (Lubet, 1973; McDonald <i>et al.</i> , 1991; Naciri, 1998).....	22
Figure 5 : La production mondiale de <i>M. galloprovincialis</i> (FAO, 2017).....	23
Figure 6 : Organisation générale du test d'un oursin régulier (Guille <i>et al.</i> , 1986)	26
Figure 7 : Les appendices de l'oursin <i>P. lividus</i> (De Ridder, 1982, Modifie).....	27
Figure 8 : Anatomie interne de l'oursin régulier <i>P. lividus</i> (Grosjean, 2001, Modifie).....	28
Figure 9 : Carte de répartition géographique de <i>P. lividus</i> (Boudouresque et Verlaque, 2013)	32
Figure 10 : La production mondiale de <i>P. lividus</i> (FAO, 2017).....	33
Figure 11 : Répartition des points chauds de pollution et le débit des déchets industriels spéciaux générés par des activités industrielle sur le littoral algérien, MATE (2002).....	35
Figure 12 : Classification de la salubrité du milieu marin de la côte algérienne, (A) : Secteur Ouest ; (B) : Secteur Centre et (C) : Secteur Est (MPRH, 2010).....	37
Figure 13 : Localisation géographique des sites de prélèvement. (S1): Kristel, Oran; (S2): Sercouf, Alger; (S3): Collo, Skikda; (S4): Sidi Mejdoub, Mostaganem; (S5): Willis, Mostaganem; (S6): Bateau cassé, Alger.....	38
Figure 14 : Méthode de traçage de la courbe d'étalonnage des glucides	48
Figure 15 : Procès de dosage des protéines dans le biote.....	49
Figure 16 : Système d'analyse des métaux trace par Spectrophotométrie d'absorption atomique, (rouge : flemme) et (bleu : Four graphite) (Thermo Fisher)	51
Figure 17 : Schéma constitutif de la chaine de spectrométrie gamma	55
Figure 18 : Variation mensuelle de la Température, salinité, oxygène dissous et pH dans le site d'implantation tampon (S3 : Sercouf, Alger), avec n=3	71

Figure 19 : Variation géographique de la matière en suspension MES (mg/l) ; la matière organique MOP (mg/l) et la matière inorganique MI (mg/l) dans l'eau de mer de surface. Avec n=3.....	73
Figure 20 : Variation mensuelle de la matière en suspension MES (mg/l) ; la matière organique particulaire MOP (mg/l) et la matière inorganique particulaire MIP (mg/l) dans l'eau de mer de surface au niveau du site d'implantation S3 (Sercouf, Alger, 2017). Avec n=3.....	74
Figure 21 : Variation mensuelle de l'ammonium dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger), Avec n=3.....	75
Figure 22 : Variation mensuelle des nitrites dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger), Avec n=3.....	77
Figure 23 : Variation mensuelle des nitrates dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger). Avec n=3.....	78
Figure 24 : Variation mensuelle d'orthophosphate dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger). Avec n=3.....	79
Figure 25 : Variation mensuelle du silicium dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger). Avec n=3.....	80
Figure 26 : Teneurs moyennes en Sels Nutritifs ($\mu\text{mol/l}$) au niveau des trois sites de prélèvement des moules (S1) Région Ouest : "Kristel, Oran" (S2) Région Centre : "Sercouf, Alger" et S3 Région Est : "Collo, Skikda". Avec n=3.....	80
Figure 27 : Paramètres morphométriques : longueur (L), hauteur (H), épaisseur (E) en mm et facteur de taille de la coquille (FTC) de la moule <i>M. galloprovincialis</i> mesurées dans les sites de Kristel, Sercouf, Collo. (Avril, 2017).....	82
Figure 28 : Paramètres morphométriques : longueur (L), hauteur (H), épaisseur (E) en mm et (FTC) facteur de taille de la coquille de moule <i>M. galloprovincialis</i> mesurées dans le site d'implantation "Sercouf" (Aout, 2017). Pour S1 : n=160, S2 : n=294 et S3 : n=215.....	85
Figure 29 :Variation de l'indice de condition chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> prélevées à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017) Pour S1 : n=160, S2 : n=294 et S3 : n=215 ; et après l'implantation à Sercouf (aout, 2017), Pour S1 : n=179, S2 : n=230 et S3 : n=128	86

Figure 30 : Teneur en lipides, glucides et protéines chez <i>M. galloprovincialis</i> prélevées à : (S1) Kristel ; (S2) Sercouf et (S3) Collo ; (P1) pendant le prélèvement et (P2) après l'implantation. Avec n=3.....	88
Figure 31 : Variation en Pb dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	91
Figure 32 : Variation en Cd dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	92
Figure 33 : Variation en Cr dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	93
Figure 34 : Variation en Ni dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	94
Figure 35 : Variation en Ni dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	95
Figure 36 : Variation en Cu dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	95
Figure 37 : Variation en Zn dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	96
Figure 38 : Variation en Mn dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	97
Figure 39 : Variation en Fe dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.....	98
Figure 40 : Variation en Pb dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	102
Figure 41 : Variation mensuelle de la teneur en Pb dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	103
Figure 42 : Variation en Cd dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	104
Figure 43 : Variation mensuelle de la teneur en Cd dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	104

Figure 44 : Variation en Cr dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	105
Figure 45 : Variation mensuelle de la teneur en Cr dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	106
Figure 46 : Variation en Ni dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	106
Figure 47 : Variation mensuelle de la teneur en Ni dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	107
Figure 48 : Variation en Co dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	108
Figure 49 : Variation mensuelle de la teneur en Co dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	108
Figure 50 : Variation en Cu dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	109
Figure 51 : Variation mensuelle de la teneur en Cu dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	110
Figure 52 : Variation en Zn dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	110
Figure 53 : Variation mensuelle de la teneur en Zn dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	111
Figure 54 : Variation en Mn dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	112
Figure 55 : Variation mensuelle de la teneur en Mn dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	112
Figure 56 : Variation en Pb dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.	113
Figure 57 : Variation mensuelle de la teneur en Mn dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules <i>M. galloprovincialis</i>). Avec n=3.	114

Figure 58 : Teneurs en Pb dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	117
Figure 59 : Teneurs en Cd dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	118
Figure 60 : Teneurs en Pb dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	120
Figure 61 : Teneurs en Ni dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	122
Figure 62 : Teneurs en Ni dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	123
Figure 63 : Teneurs en Cu dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	124
Figure 64 : Teneurs en Zn dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	126
Figure 65 : Teneurs en Mn dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	127
Figure 66 : Teneurs en Fe (mg/g) dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.	128
Figure 67 : Activité de ⁴⁰ K dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (aout, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger) ($\pm 2\sigma$) et k=2.	136

Figure 68 : Activité de ^{226}Ra dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (aout, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger) ($\pm 2\sigma$) et $k=2$	137
Figure 69 : Activité de ^{214}Bi dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (aout, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger). ($\pm 2\sigma$) et $k=2$	138
Figure 70 : Activité de ^{214}Pb dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (aout, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger). ($\pm 2\sigma$) et $k=2$	139
Figure 71 : Activité de ^{204}Pb dans la chaire de <i>Mytilus galloprovincialis</i> durant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (aout, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger). ($\pm 2\sigma$) et $k=2$	140
Figure 72 : Corrélacion puissance entre le diamètre (D) et la hauteur (H) du test des oursins provenant du site S4 "Sidi Mejdoub, Mostaganem". R^2 : Coefficient de corrélation, (n = 60)	142
Figure 73 : Corrélacion puissance entre le diamètre (D) et la hauteur (H) du test des oursins provenant du site S5 "Willis, Mostaganem" R^2 : Coefficient de corrélation. (n = 60).....	142
Figure 74 : Corrélacion puissance entre le diamètre (D) et la hauteur (H) du test des oursins provenant du site S6 " Bateau cassé, Alger" R^2 : Coefficient de corrélation. (n = 60)	143
Figure 75 : Variation saisonnière de l'indice gonadique chez l'oursin <i>P. lividus</i> provenant des sites : S4 "Sidi Mejdoub" (Mostaganem), S5 "Willis" (Mostaganem) et S6 "Bateau cassé" (Alger). Décembre (Automne), février (Hiver), mai (Printemps), août 2014 (Été). n=15.....	145
Figure 76 : Variation géographique de l'indice gonadique (IG) chez l'oursin <i>P. lividus</i> provenant des sites : S4 "Sidi Mejdoub" (Mostaganem), S5 "Willis" (Mostaganem) et S6 "Bateau cassé" (Alger). n=60	146
Figure 77 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Pb dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été.....	149
Figure 78 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Cd dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé" (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été.....	149

Figure 79 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Cu dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé" (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été.....	150
Figure 80 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Zn dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été.....	150
Figure 81 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Pb dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été	151
Figure 82 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cd dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été	152
Figure 83 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cu dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été	152
Figure 84 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Zn dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été	153
Figure 85 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Pb dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).	154
Figure 86 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cd dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).	154
Figure 87 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cu dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).	155
Figure 88 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Zn dans les gonades de <i>P. lividus</i> provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).	155

ملخص

تهدف هذه الدراسة الى تقييم نوعية مياه البحر للساحل الجزائري، اعتمادا على النهج الإيكولوجي، حيث تم تقييم التكدس المعدني والنووي على مستوى حيوانات بحرية مصنفة ضمن الحيوانات المؤشرة البيولوجية: بلح البحر *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1816) وقنفد البحر *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816). اقتطاع العينات بالنسبة لبلح البحر تمت على مستوى ثلاثة مناطق: (1) كريستال بوهران وتمثل الساحل الغربي، (2) سركوف بالجزائر العاصمة وتمثل منطقة الوسط، (3) القل بسكيكدة وتمثل منطقة الساحل الشرقي. المرحلة الأولى من الدراسة اعتمدت على معايرة المعادن (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn, Fe) على مستوى الرسوبيات، المواد المعلقة وبلح البحر. وهذا لغرض تقييم الوفرة البيو جيولوجية المعدنية، ودراسة تأثيرها على صحة المستهلك لهذه المقبلات البحرية. المرحلة الثانية من دراسة هذا الصنف البحري ارتكزت على مفهوم غمر عينات من *Mytilus galloprovincialis* المستخرجة من المناطق الثلاثة السالفة الذكر ووضعها على مستوى منطقة سركوف (الجزائر العاصمة) بهدف دراسة عملية التكدس البيولوجي المعدني والنووي، وهذا باشراف جميع العينات نفس الأوضاع (وفرة الغذاء، الحالة الفيزيائية والكيميائية للوسط). عملية غرس العينات تنطلق في بداية شهر ماي وتنتهي مع نهاية شهر أوت. تعرف هذه الفترة بمرحلة الراحة البيولوجية لبلح البحر. المؤشرات الفيزيائية والكيميائية لمياه البحر (درجة الحرارة، الملوحة، درجة الحموضة والاكسجين، الخ) تم تحليلها خلال فترة اقتطاع العينات، وطوال مدة الغمر، قياسات بيومترية وفيزيولوجية أخذت بعن الاعتبار موازانا وضمانا لجودة عملية المراقبة بالنسبة لدراسة التكدس المعدني لقنفد البحر، تم اقتطاع العينات فصليا لمدة عام كامل، على مستوى 3 مناطق: منطقة سيدي مجدوب ومنطقة شاطئ عبد المالك رمضان (ويليس سابقا) بمستغانم. ومنطقة شاطئ الجزائر (الجزائر العاصمة). المعادن المدروسة (Pb, Cd, Cu, Zn) تم الكشف عنها في مستوى الغدد التناسلية لقنفد البحر. لتحسين جودة البحث، أضيف مراقبة فصلية للمؤشرات البيومترية والفيزيولوجية للحيوان البحري الخاضع للدراسة. النتائج المتحصل عليها تثبت أن عملية التكدس المعدني لبلح البحر مرتبطة مباشرة بالوفرة البيو جيولوجية للمعادن على مستوى المحيط الخارجي للحيوان. يمثل معدن الكروم Cr المعدن المحدد لكمية الاستهلاك اليومي لبلح البحر القدرة في دراستنا ب 0,5 كغ. كل العينات المدروسة لا تحتوي على كمية تفوق قيمة حدود الكشف بالنسبة للسيزيوم Cs-137 (137). بالنسبة لقنفد البحر، تشير النتائج الى ان التكدس المعدني للمعادن (Pb, Cd, Zn) في منطقة شاطئ الجزائر تمثل اعلى نسبة متحصل عليها وهذا راجع الى تواجد المنطقة بين وادي الحراش ووادي الحمير. معدن الكاديوم Cd تتركز بأعلى نسبة في الغدد التناسلية لقنفد البحر على مستوى منطقة ويليس بمستغانم .

الكلمات الرئيسية: مراقبة بيولوجية، واصف الهيدرولوجي، الوفرة البيو جيولوجية المعدنية، مؤشر الغدد التناسلية، تقييم الخطر.

Abstract

This study is to assess the quality of Algerian coastal waters, according to an ecological approach, the level of contaminant (as the traces metals and radionuclides) bioaccumulation was measured, in the mussels *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1816) and the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816). Sampling of *M. galloprovincialis* performed over six months at three (03) regions of Algerian coastal area: Western region "Kristel, Oran" (S1), Central region coast "Sercouf, Algiers" (S2) and Eastern region "Collo, Skikda" (S3). In a first step, trace metals (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn et Fe) were determined in the mussel *M. galloprovincialis* (sediments, suspended particulate matter, mussels flesh), to assess metal bioavailability and to assess the human health risk. Secondly, transplantation of *M. galloprovincialis* individuals from different regions (East, Central and West) has been carried at the joint site of Sercouf, Algiers (S2), to discount the trophic effect and physicochemical effect on the bioaccumulation of trace metals and radionuclides in the mussels. The transplantation of individuals began in May and ended towards the end of August. Physicochemical descriptors of seawater (temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, suspended particulate matter, and nutrient) were analyzed during the implantation period and during the retrieving mussel samples. At the same time, in the context of quality control (QC), morphometric and physiological measurements of individuals were carried out. Regarding the study of bioaccumulation of chemical contaminants (trace metals), in the sea urchin *P. lividus*, seasonal sampling was carried out throughout the year. Bioaccumulation of trace metals (Pb, Cd, Cu and Zn) in gonads of sea urchin measured in three sites: (S4) Sidi Mejdoub, (S5) AEM Ramdane Beach 'ex. Willis', (Mostaganem) and (S6) Bateau cassé (Algiers). Seasonal monitoring of the morphometric and physiological parameters of the sea urchin was carried out at all sites (S4, S5 and S6). Our results show that the *M. galloprovincialis* having different bioaccumulation capabilities depending the metal bioavailability. However, the Cr represents the metal limiting consumption (0.5 kg/d) of this species, and the treated individuals are not contaminated with Cs (137). As for the analysis of the contamination in *P. lividus*, the maximum bioaccumulation of Pb, Cu and Zn recorded in the site S6 "Bateau Cassé", probably related to the proximity of this site to the spill of the two oueds: "Oued El Harrach" and "Oued El Hamiz". The sea urchins in the site S5 "Willis" are the most contaminated by Cd

Keywords: Biomonitoring; Hydrological descriptors; Metal bioavailability; Gonadic index; Risk assessment.

Résumé

Ce travail vise à évaluer la qualité des eaux côtières algériennes, selon une approche écologique, où on a déterminé le taux de la bioaccumulation des contaminants (Métaux traces et radioéléments) à travers deux espèces d'invertébrés marins *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1816) et *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816). L'échantillonnage pour *M. galloprovincialis* a été réalisé sur six mois, au niveau de trois (03) régions : (S1) Région Est "Collo, Skikda", (S2) Région centre "Sercouf, Alger" et (S3) Région Ouest "Kristel, Oran". Dans un premier temps, le dosage des métaux traces (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn et Fe) s'est effectué dans la moule *M. galloprovincialis* (Sédiment, MES et chair Moules), afin d'évaluer la biodisponibilité métallique et d'évaluer le risque pour la santé du consommateur. Dans un deuxième temps, une transplantation des individus de *M. galloprovincialis* provenant de différentes régions (Est, Centre et Ouest) a été effectuée au niveau d'un site tampon "S2 : Sercouf, Alger" de la région Centre, l'implantation des individus a débuté au mois de mai et s'est terminée vers la fin août dans un site tampon pour négliger l'effet trophique et l'effet physicochimique du milieu sur le phénomène de la bioaccumulation des métaux traces et des radioéléments. Des descripteurs physicochimiques de l'eau de mer (la température, la salinité, le pH, l'oxygène dissous, les MES et les sels nutritifs) ont été analysés durant la période d'implantation et pendant la récupération des échantillons. Parallèlement, dans le cadre du contrôle qualité (CQ) des mesures morphométriques, et physiologiques ont été réalisées. Quant à l'étude de la bioaccumulation des contaminants chimiques (métaux traces), chez l'oursin *P. lividus*, un échantillonnage saisonnier a été réalisé tout le long de l'année, la bioaccumulation des métaux traces (Pb, Cd, Cu et Zn) dans les gonades chez cet oursin, des trois sites suivants : (S4) Sidi Mejdoub et (S5) Plage AEM Ramdane, ex. Willis (Mostaganem) et (S6) Bateau cassé (Alger) a été analysé. A cet effet, un suivi saisonnier des paramètres morphométriques et physiologiques de l'oursin a été réalisé dans l'ensemble des sites. Nos résultats montrent que la moule *M. galloprovincialis* possède différentes capacités de bioaccumulation selon la biodisponibilité métallique. Cependant, le Cr représente le métal limitant la consommation de cette espèce (< 0,5 kg/jr), et les individus traités sont dépourvues d'une contamination par le ¹³⁷Cs. Quant à l'analyse de la contamination chez *P. lividus*, la bioaccumulation maximale du Pb, Cu et Zn, a été enregistrée dans le site S6 "Bateau Cassé", liée probablement à la proximité de ce site du déversement des deux oueds : "Oued El Harrach" et "Oued El Hamiz". Pour le Cd, ce sont les oursins du site S5 "Willis" qui en sont les plus contaminés.

Mots clés : Biosurveillance ; Descripteurs hydrologiques ; Biodisponibilité métallique ; Indice gonadique ; Evaluation du risque.

[INTRODUCTION]

I. INTRODUCTION

La contamination des écosystèmes marins et littoraux est un problème environnemental majeur, elle a rendu les écosystèmes méditerranéens dangereusement vulnérables, et qui représente par conséquent un véritable danger pour la santé humaine. Les facteurs qui en sont responsables ne cessent de s'accroître, surtout par l'action anthropogénique durant ces dernières décennies, en raison principalement de la pression démographique, et du développement technologique des villes plus accentuées sur les zones côtières, la pêche irresponsable, etc.

La côte algérienne est située dans le bassin Algero-provençal (Méditerranée sud-occidentale), partie intégrante de la Méditerranée, est concernée *de facto* par les préoccupations d'ordre environnementales de l'ensemble de la région. Plus de 3600 unités industrielles sont réparties sur le 1622,48 km de la côte algérienne (Loi n° 02-02 du 05 février 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral), diverses sources de pollution ont des impacts non négligeables sur le milieu marin, dont les activités pétrochimiques à Oran et à Skikda, les activités portuaires, etc. Les gros générateurs de déchets sont concentrés, en particulier dans les zones industrielles et portuaires, comme Alger, Bejaïa, Skikda, Annaba, et Oran. De plus, environ 45 % de la population est concentrée sur une bande très étroite du littoral, comme Alger, Oran, Annaba, et Skikda.

La contamination métallique des écosystèmes aquatiques a attiré l'attention des chercheurs d'horizons très différents. Elle constitue, en effet, l'un des aspects de la pollution le plus menaçant pour ces milieux. Par ses effets toxiques, elle est capable d'engendrer des situations critiques voire dangereuses. Les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement des écosystèmes marins, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents et parce que les activités anthropogéniques favorisent leur mobilité et leur dispersion dans la nature. Les métaux traces présentent un danger potentiel pour les consommateurs des produits marins, du fait de son comportement de bioaccumulation dans les espèces marines, la difficulté de leur élimination et de leur large répartition dans les milieux aquatiques, et par conséquent sont sujets à un effet cumulatif dans les divers compartiments de l'écosystème marin (eau, sédiment, faune et flore).

La présence des radionucléides dans l'environnement est une préoccupation mondiale importante depuis un demi-siècle. À la suite de l'accident survenu récemment à la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi (Japon), des préoccupations ont été soulevées quant aux répercussions possibles du rejet de radionucléides dans l'océan et par conséquent, sur les consommateurs des produits de la mer (Pearson *et al.*, 2016).

L'évaluation de la qualité des eaux littorales en termes de contamination métallique et de contamination par la radioactivité, nécessite une disponibilité des équipements et du matériel très sophistiqué, afin de mesurer l'ampleur de ces contaminants. Les résultats obtenus ne reflètent que des informations ponctuelles à l'échelle spatiotemporelle. Dans cette optique, la proposition d'utiliser une espèce bioindicatrice de la contamination à l'échelle internationale, a été initiée par Goldberg (1975) à travers le programme de biosurveillance "The Mussel Watch", qui utilise la moule comme espèce bioindicatrice pour surveiller la qualité du milieu marin. D'autres auteurs, plus tard, utilisent un genre d'espèce différente, afin d'évaluer la qualité du milieu. Parmi ces espèces, l'oursin *Paracentrotus lividus*, qui est utilisé largement dans le bassin méditerranéen occidental (Warnau *et al.*, 1998 ; Soualili *et al.*, 2008; Rouane-Hacene *et al.*, 2017; Ternengo *et al.*, 2018).

Sur cette approche, notre étude est basée sur l'utilisation de deux espèces bioindicatrices de pollution, la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*, afin **d'évaluer la qualité des eaux marines algériennes.**

A cet effet, on propose de réaliser deux volets :

- ✓ **Le premier volet** concerne la moule *Mytilus galloprovincialis* qui est utilisée pour l'évaluation de la qualité du milieu de quelques sites de la côte algérienne. La réalisation de deux programmes de biomonitoring ont été envisagés : (i) biomonitoring passif (à travers le prélèvement dans les gisements naturels) et (ii) le biomonitoring actif (à travers l'implantation dans un site tampon), est basé sur le suivi des paramètres physico-chimiques des eaux côtières, des indices biométriques et physiologiques, et l'évaluation de la bioaccumulation métallique et des radionucléides ;
- ✓ **Le deuxième volet** concerne l'échinide *Paracentrotus lividus*, pour lequel un programme saisonnier de biomonitoring passif est envisagé sur la bioaccumulation des métaux traces dans les gonades de l'oursin, pour caractériser la corrélation entre le taux de bioaccumulation et la physiologie de l'espèce bioaccumulatrice (à travers l'indice gonadique), afin d'ajuster les concentrations métalliques au niveau de ses gonades.

[CONTEXTE GENERALE]

II. CONTEXTE GENERALE

II.1 La surveillance du milieu littoral marin

Le contaminant est une substance qui est présente dans le milieu en concentration supérieure au bruit de fond (substance naturelle) ou en concentration détectable (substance de synthèse). La contamination devient une pollution au moment où l'impact sur le fonctionnement et la biodiversité d'un écosystème est considéré comme significatif (Amiard, 2013).

La pollution marine a été définie par la Commission Océanographique Internationale de l'UNESCO comme étant : « L'introduction par l'homme dans le milieu marin (y compris les estuaires), directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin pouvant entraîner des effets délétères, tels que dommages aux ressources biologiques, dangers pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, y compris les pêcheries, détérioration des qualités de l'eau de mer pour son utilisation et réduction des possibilités dans le domaine des loisirs ».

II.1.1 Evaluation des contaminants au milieu marin

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination du milieu marin reposait uniquement sur l'analyse physicochimique de l'eau (Lafabrie, 2007). Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait de : (i) la forte variabilité spatiotemporelle des masses d'eaux (Ostapczuk *et al.*, 1997) ; (ii) la dilution des contaminants dans l'eau à l'origine de valeurs de concentrations se situant souvent près ou en dessous des seuils de détection des instruments d'analyse et (iii) l'importante fluctuation des concentrations selon les courants marins et l'irrégularité des rejets (Boudouresque *et al.*, 1993; Rainbow, 1995). En outre, cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des contaminants (métaux traces) pour les organismes et ne permet pas d'évaluer, ni même de prévoir l'impact de ces substances sur les organismes ou, *à fortiori*, sur l'écosystème dans son ensemble (Lagadic *et al.*, 1998; Morillo *et al.*, 2005).

C'est dans ce contexte que Goldberg (1975) propose la première fois l'utilisation d'organismes pour évaluer la qualité du milieu et fait naître le concept de bioindicateur. Les sédiments marins sont aussi considérés comme un indicateur de contamination métallique (Benamar *et al.*, 1999; Tessier *et al.*, 2011; Cossa *et al.*, 2014).

L'utilisation des bioindicateurs tels que les oursins et les moules, est basée sur les phénomènes écologiques fondamentaux que sont la bioaccumulation et la bioamplification des contaminants.

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle, il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne, alors la somme des absorptions d'un élément, à partir de toutes les voies possibles : voies respiratoires, voie alimentaire et voie cutanée (McGeer *et al.*, 2004; Casas, 2005).

La bioaccumulation peut être défini comme l'accumulation nette d'un métal dans un tissu ou dans un organisme entier, qui résulte de l'exposition à ce métal. La bioaccumulation métallique peut s'appliquer à l'organisme entier, à travers le phénomène d'adsorption aux surfaces ou d'absorption par l'organisme ou par un tissu spécifique, il est d'habitude exprimé sur un poids sec ou humide.

La bioaccumulation métallique résulte de toutes les sources environnementales incluant l'air, l'eau, et les solides (des phases organiques et inorganiques dans les sédiments).

La bioaccumulation dans des conditions d'état stationnaires (*i.e.* où l'accumulation reste relativement constante, parce que l'assimilation est compensée par l'élimination) est souvent sujet de préoccupation principale dans les évaluations du risque (McGeer *et al.*, 2004).

La bioamplification (ou la biomagnification) est le processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui, où il se trouve dans la proie (Casas, 2005). Les degrés d'assimilation et de rétention des substances varient entre les différents genres et espèces, et dépendent des propriétés biochimiques de chaque substance (Casas, 2005).

II.2 Argumentaire sur les paramètres pris en compte

II.2.1 Caractéristiques hydrologiques du milieu marin

II.2.1.1 Température de l'eau de mer

La température des eaux marines de surface suit le cycle des saisons. L'eau de surface se réchauffe dès le printemps. L'amplitude des variations thermiques annuelles est fonction de la latitude et de la courantologie locale. Elle peut aller de moins de 5 °C à plus de 15 °C (Aminot et Kérouel, 2004).

II.2.1.2 La salinité de l'eau de mer

La définition de la salinité donnée par Sørensen en 1902 : « La salinité est la masse en grammes de substances solides contenues dans un kilogramme d'eau de mer, les carbonates étant transformés en oxydes, les bromures et les iodures remplacés par leur équivalent en chlorures, les matières organiques oxydées » (Copin-Montégut, 1996; Rodier, 2009).

La salinité est le descripteur indispensable en milieu marin, normalement associé à la mesure de la température. La salinité représente le contenu en sels dissous d'une eau. Celle-ci est voisine de 35psu. La Méditerranée présente des salinités assez différentes : entre 38 et 39 psu (Aminot et Kérouel, 2004).

II.2.1.3 L'oxygène dissous dans l'eau de mer

L'oxygène dissous est, après la température et la salinité, le paramètre océanographique le mieux documenté. Dans le domaine des eaux continentales, il est considéré comme un paramètre écologique de première importance (Copin-Montégut, 1996).

Le dioxygène intervient dans la plupart des processus biologiques permettant la vie marine. Il est également connu que l'effet de substances toxiques (ammoniac, par exemple) est amplifié lorsque la concentration en oxygène dans l'eau est insuffisante. La concentration d'équilibre "saturation", dans l'eau de mer de salinité 35 psu à 20 °C et sous une atmosphère, est de 7,3 mg/l (Aminot et Kérouel, 2004).

II.2.1.4 Le pH de l'eau de mer

Le pH des eaux superficielles océaniques est généralement compris entre 8 et 8,3. Il peut atteindre 8,5 en présence d'une forte activité photosynthétique consommatrice de CO₂. En revanche, il diminue en dessous de la zone euphotique en raison de l'enrichissement en CO₂ dû à la minéralisation des déchets organiques.

Des valeurs inférieures à 7,5 se rencontrent dans la couche des minimums d'oxygène du Pacifique nord (Copin-Montégut, 1996).

II.2.1.5 La matière en suspension et la matière organique particulaire en eau de mer

En océanographie, on considère comme dissous tout ce qui passe au travers d'un filtre dont la porosité est d'environ 0,5 µm. Par conséquent, le matériel particulaire est le matériel retenu sur ce même filtre. La porosité souvent référencée de 0,45 µm correspond à la spécification de filtres membranes ayant permis une avancée significative dans l'étude des matières dissoutes (Aminot et Kérouel, 2004).

II.2.1.6 Les sels nutritifs

Les sels ou éléments nutritifs sont, selon leur fonction, des constituants dissous de l'eau de mer impliqués dans le métabolisme des organismes vivants.

D'après cette définition un grand nombre d'éléments biologiquement actifs, constituants majeurs ou éléments traces, puissent rentrer dans cette catégorie.

Le terme sels nutritifs est traditionnellement réservé aux composés minéraux combinés de l'azote (ammonium, nitrite, nitrate), du phosphore (ions orthophosphates) et du silicium (silicate). Ces éléments nutritifs sont le support du cycle de la vie biologique marine (Copin-Montégut, 1996; Aminot et Kérouel, 2004).

Les sels nutritifs sont des descripteurs hydrologiques indispensables à l'étude ou la caractérisation d'un écosystème marin (Aminot et Kérouel, 2004).

Le déficit en éléments nutritifs de la Méditerranée par rapport aux océans est dû au régime hydrologique particulier de cette mer. Elle ne reçoit de l'océan Atlantique que des eaux superficielles déjà appauvries en sels nutritifs avant de pénétrer dans le détroit de Gibraltar. A l'intérieur du bassin méditerranéen, les apports continentaux, naturels et anthropogéniques, augmentent les teneurs initiales des eaux entrantes, mais les nutriments ne s'accumulent pas, ils sont captés et précipités par les processus biologiques et évacués par le contre-courant d'eau profonde sortant de Gibraltar, beaucoup plus riche que l'eau superficielle entrante. De cette manière, les niveaux généraux en sels nutritifs à l'intérieur du bassin restent très inférieurs à ceux de l'océan adjacent (Copin-Montégut, 1996).

II.2.1.6.1 L'Azote

La forme la plus abondante de l'azote dans l'eau de mer est l'azote élémentaire gazeux. Il est considéré comme facteur limitant de la production de la matière vivante. L'azote inorganique est présenté par les ions : ammonium NH_4^+ , nitrite NO_2^- et nitrate NO_3^- (Copin-Montégut, 1996).

L'ammonium (la forme cationique : NH_4^+) est de loin l'espèce ionique dominante de l'azote minéral en mer. Il est souvent assimilé préférentiellement par le phytoplancton. C'est également, la première forme d'azote minéral régénérée, principalement par le biais de l'excrétion zooplanctonique principalement (Oudot, 1983).

Le nitrite (NO_2^-) est une forme d'azote présente généralement en faible quantité dans l'eau de mer. Dans ce composé l'azote est dans un état d'oxydation intermédiaire (+III) entre l'ammonium (-III) et le nitrate (+V) ; en d'autres termes, le nitrite apparaît comme une étape transitoire entre l'oxydation de l'ammonium et la réduction du nitrate (Oudot, 1983).

Le nitrate (NO_3^-) est la forme stable de l'azote minéral dans l'eau de mer bien oxygénée (Oudot, 1983).

II.2.1.6.2 Le phosphore

Le phosphore présent dans l'eau de mer existe sous une grande variété de formes, regroupées arbitrairement en deux grandes classes « Soluble » et « Insoluble ». Le phosphore minéral soluble "Orthophosphate PO_4^{3-} " est la forme directement assimilable par le phytoplancton et la fraction majeure de l'excrétion zooplanctonique (Oudot, 1983).

Cet élément est considéré comme facteur limitant de la production de la matière vivante (Copin-Montégut, 1996).

II.2.1.6.3 Le silicium

Le silicium est présent dans l'eau de mer à l'état dissous (représenté par l'acide silicique $[\text{SiO}_x(\text{OH})_{4-2x}]_n$) et particulaire (le silicium est le constituant essentiel des structures solides extracellulaires du phytoplancton : Diatomées) (Oudot, 1983). La silice provient de la dégradation de roches comme le granit (origine terrestre), ou de leur régénération dans leur cycle biogéochimique (origine marine) (Oudot, 1983).

II.2.2 La teneur en lipide, glucide et protéine dans la chair de la moule

Les moules du genre *Mytilus* sont une source alimentaire importante d'acides gras, glycogène et protéines (Fernández-Reiriz *et al.*, 1996; Orban *et al.*, 2002 ; Fuentes *et al.*, 2009; Irisarri *et al.*, 2015).

Les lipides sont des acides gras essentiels apportés par le régime alimentaire. Ils ont plusieurs rôles importants notamment l'apport de proportion significative en énergie nécessaires au corps (Pigott et Tucker, 1987). Les bénéfices de la consommation des moules sur la santé humaine

sont non négligeables, en particulier les acides gras tels que l'acide eicosapentaénoïque (EPA), que le corps ne peut synthétiser (Bongiorno *et al.*, 2015).

D'autre part, les produits de la pêche et de l'aquaculture sont très riches en protéines. En effet, cette alimentation apporte de fortes teneur en acides aminés indispensables. A titre d'exemple, les fruits de mer (coquillages) contiennent une proportion en protéines allant de 9 à 20 g pour 100 g de chair (Bourre, 2005).

II.2.3 Les métaux traces

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité (Miquel, 2001).

On appelle en général « Métaux Lourds » les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g/cm³ (Wiberg, 1958). La classification des métaux lourds est souvent discutée car certains métaux ne sont pas particulièrement "lourds" : cas du zinc, et certains éléments ne sont pas tous "des métaux" : cas de l'arsenic. Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation "Métaux Lourds", l'appellation "Éléments en Traces Métalliques", "Éléments Traces" ou encore "Métaux Traces" (Chiffolleau *et al.*, 2001b).

Certains métaux traces sont généralement classés comme : "essentiel" tel que le chrome, le cuivre, le zinc, le fer et le manganèse ; d'autres "probablement essentiel" tel que le nickel, le cobalt et le vanadium ; et d'autres "potentiellement toxique" comme le mercure, le cadmium, le plomb et l'arsenic (Muñoz-Olivas et Cámara, 2001).

II.2.3.1 Les métaux potentiellement toxiques

II.2.3.1.1 Le plomb (Pb)

Le plomb fait partie des métaux trace non-essentiels (Miquel, 2001) les plus abondants et les plus largement répandus (Mishra *et al.*, 2006). Il peut être bioamplifié dans les systèmes biologiques et devenant un potentiel contaminant pour les différents maillons trophiques (Jurado *et al.*, 2007). La toxicité du plomb s'exerce aussi bien sur les végétaux que sur les animaux et les êtres humains (Wang *et al.*, 2006). Une exposition chronique au plomb provoque

des effets nocifs sur la santé humaine en affectant le système nerveux, immunitaire, rénal, gastro-intestinal, cardio-vasculaire et reproductif (Kim, 2004).

Dans l'eau de mer, les formes inorganiques sont moins écotoxiques que les formes organiques dont les composés alkylés (Kantin et Pergent-Martini, 2007).

L'effet toxique du plomb peut se traduire par une compétition avec des métaux essentiels au fonctionnement normal de la cellule (Cossa *et al.*, 1993), et des ions de Ca^{2+} (Casas, 2005).

II.2.3.1.2 Le cadmium (Cd)

Le cadmium fait partie des métaux traces non essentiels, il n'existe pas à l'état natif (Chiffolleau *et al.*, 2001a; Miquel, 2001). C'est un élément plus rare que le mercure et le zinc (Casas, 2005), et n'a aucun rôle métabolique connu (Lane et Morel, 2000). Il n'existe pas de minéral pur de cadmium à l'état naturel, on le trouve toujours associé aux minerais de zinc et de plomb (Dange, 2002).

L'apport de cadmium aux milieux côtiers provient en partie du compartiment atmosphérique et d'autre part des lessivages des terrains agricoles renfermant des engrais (Nriagu et Pacyna, 1988).

Dans l'eau de mer, le cadmium peut exister sous diverses formes physicochimiques : dissoute, colloïdale, particulaire, minérale ou organique (Chiffolleau *et al.*, 2001a). En milieu marin, le cadmium est bioaccumulé (facteur de concentration jusqu'à 10^4), mais ne se bioamplifie pas.

Il présente des caractéristiques chimiques proches de celles du calcium, en particulier le rayon ionique, facilitant sa pénétration dans les organismes (Borchardt, 1985) et provoque l'inhibition des mécanismes de détoxification de la cellule. Il a aussi un comportement du type phosphate, c'est-à-dire qu'il est assimilé par le phytoplancton (Alzieu, 1999). Lorsqu'il y a déficit en zinc (élément essentiel), celui-ci peut être partiellement compensé par la présence de cadmium (Lee et Morel, 1995).

Sa toxicité dans l'eau de mer dépend de sa solubilité, ce qui le rend facilement assimilable par l'organisme (Miquel, 2001). Dans les sédiments marins, l'adsorption du cadmium est principalement en relation avec les concentrations en carbone organique (Gonzalez *et al.*, 1991).

Le cadmium ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu (Alzieu, 1999). Au niveau subléta, des

concentrations de 0,05 à 1,2 µg/l peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire chez les mollusques bivalves) et des inhibitions de croissance (Chiffolleau *et al.*, 2001a).

Il est néphrotique et suspecté cancérigène pour l'homme (Picot, 2003). Sa toxicité est connue depuis 1950 avec la maladie d'Itai-Itai qui est apparue au Japon chez des personnes ayant consommé du riz récolté sur un sol apparemment fortement contaminé en cadmium par une mine d'extraction de zinc et de plomb (Wang *et al.*, 2006).

II.2.3.2 Les métaux probablement essentiels

II.2.3.2.1 Le nickel (Ni)

Le nickel est classé parmi les éléments traces dits métal probablement essentiels (Muñoz-Olivas et Cámara, 2001). Il a aussi le caractère cancérigène (Kantin et Pergent-Martini, 2007).

Dans l'eau de mer, le Ni est majoritairement (47 %) sous la forme Ni²⁺ (Alzieu, 1999). La salinité du milieu influe sur la toxicité du nickel qui est plus forte aux faibles salinités, à *contrario* la toxicité augmente en fonction de la température (Andral, 1994). Le nickel est beaucoup moins toxique pour les organismes marins que le cadmium ou le mercure (Andral, 1994; Alzieu, 1999).

En excès, des effets sur le développement embryonnaire d'invertébrés marins ont cependant été observés, il peut inhiber certains processus biochimiques au niveau des systèmes biologiques (Al-Khafaji et Tabatabai, 1979). Les organismes marins (hormis les algues) bioaccumulent peu le nickel (Andral, 1994). Chez l'homme, le Ni peut causer des allergies de contact et être à l'origine d'eczéma des mains, il peut causer aussi des maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales, cancers (Vahter *et al.*, 2007).

II.2.3.2.2 Le cobalt (Co)

Le cobalt est un élément de transition, peu répandu dans la croûte terrestre (3,7.10⁻³ %), il existe très rarement à l'état natif (Dange, 2002). C'est un élément trace dit essentiel (Lafabrie, 2007) car il participe à l'édification de molécules nobles, dont la vitamine B12 ou la cobalamine, de ce fait, il représenterait un oligo-élément indispensable à la vie des organismes (Bittel, 1968).

Dans les eaux marines, le cobalt se trouve principalement à l'état dissous sous de multiples formes : (i) complexé avec les chlorures Cl⁻ (Mahler, 1985) ; (ii) complexé par les ions sulfate

SO_4^{2-} (Sioud, 1994) ; (iii) à l'état de cations simples Co^{2+} , $\text{Co}(\text{OH})^+$ ou d'anions CoO_3^{3-} et $\text{Co}(\text{OH})\text{CO}_3^-$ (Dange, 2002) ; (iv) plus ou moins complexé par la matière organique dissoute (Price et Morel, 1990; Sioud, 1994).

Les formes particulières ne constituent qu'un faible pourcentage du cobalt total présent dans les eaux marines du large (Marchand, 1974).

Les données disponibles sur les concentrations en cobalt dans le milieu marin sont très faibles et les facteurs contrôlant sa distribution dans ces eaux sont peu connus (Saito et Moffett, 2002). Par ailleurs, le cobalt et ses composés ont été classés « 2B » par le Centre International de recherche du cancer, c'est à dire produits suspectés cancérigènes pour l'homme (Kantin et Pergent-Martini, 2007).

II.2.3.3 Les métaux essentiels

II.2.3.3.1 Le chrome (Cr)

Le chrome est un élément trace dit essentiel (Lafabrie, 2007). Sa forme réduite Cr (III) fait partie des éléments essentiels dans la vie animale (Chiffolleau, 1994; Kantin et Pergent-Martini, 2007). La majeure partie du chrome existant en mer provient des continents à travers les fleuves, tandis que l'atmosphère, reste une source beaucoup moins importante (Alzieu, 1999; Kantin et Pergent-Martini, 2007).

Le chrome peut se rencontrer dans l'environnement aquatique sous deux états d'oxydation stables, Cr (III) et Cr (VI) (Chiffolleau, 1994). La toxicité de chrome dépend de l'état physico-chimique dans lequel il se trouve (Kowalski *et al.*, 2007). Sous la forme Cr (VI), forme apparaissant la plus toxique, le chrome est considéré comme un danger réel pour l'environnement (Wang et Shen, 1995), puisqu'il peut entraîner des anomalies dans le développement larvaire des bivalves (Kantin et Pergent-Martini, 2007). Cette forme provoque des troubles dermatologiques, l'anémie, des effets mutagènes, carcinogènes (McLean et Beveridge, 2001) et des effets cancérigènes à forte dose pour l'homme (Chiffolleau, 1994).

Le chrome est facilement transféré aux invertébrés par l'alimentation (Moore et Ramamoorthy, 2012). L'incorporation de ce métal est souvent dépendante de la température (Chiffolleau, 1994). Contrairement à d'autres métaux, le chrome est peu concentré dans des tissus spécifiques (Chiffolleau, 1994; Alzieu, 1999) et aucun phénomène de biomagnification n'est observé (Pichard *et al.*, 2004).

II.2.3.3.2 Le cuivre (Cu)

Le cuivre est un élément essentiel (oligoéléments) qui est indispensable au métabolisme des êtres vivants (Morelli et Scarano, 2004). Il existe à l'état natif et est extrait d'une grande variété de minerais. Il est présent dans l'environnement de manière ubiquiste (Casas, 2005).

Dans l'eau de mer, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de cuivre (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement (Casas, 2005). Dans l'eau de mer, le cuivre particulaire représenterait 40 à 90 % du cuivre (Casas, 2005). Le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus : (i) complexations avec des ligands organiques ou minéraux ; (ii) adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires ; (iii) bioaccumulation ; (iv) présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}) et des sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-}) et (v) échange entre les sédiments et l'eau (Casas, 2005).

Le cuivre est rapidement adsorbé sur les sédiments riches en ligands, tels qu'hydroxydes de fer et de manganèse (Alzieu, 1999).

Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques : la formation d'hémoglobine (Claisse, 1992) ; la maturation des polynucléaires neutrophiles ; la respiration cellulaire et la pigmentation ; et il joue le rôle de cofacteur spécifique des enzymes et métalloprotéines oxydatif (Casas, 2005). Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine (Casas, 2005).

La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. Les caractéristiques physicochimiques du milieu (pH, dureté, salinité, etc.) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques.

Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique (Casas, 2005 ; Bae et Freeman, 2007).

Les mollusques bivalves bioaccumulent fortement le cuivre, bien que les teneurs en ce métal sont plus faibles chez les moules qui les régulent fortement (Alzieu, 1999; Guendouzi *et al.*, 2018).

Chez l'homme, une forte exposition au cuivre entraîne des cirrhoses du foie, des épisodes d'hémolyse et dommages au niveau des reins, du cerveau et d'autres organes (Goyer et Clarkson, 2001).

II.2.3.3.3 Le zinc (Zn)

Le Zinc est un métal dit essentiel ou oligoélément (Picot, 2003; Kaimoussi *et al.*, 2004; Casas, 2005). Il est impliqué dans de nombreux processus physiologiques et est donc indispensable à la vie d'un grand nombre d'organismes « oligoélément », en particulier comme coenzyme (Casas, 2005). Néanmoins, à de fortes concentrations, il devient toxique pour les végétaux et les animaux et constitue de ce fait un contaminant majeur pour le milieu terrestre et aquatique (Hemalatha *et al.*, 2007).

II.2.3.3.4 Le manganèse (Mn)

Le manganèse est un métal bioactif (Fishwick *et al.*, 2018), il est essentiel pour une gamme de fonctions biochimiques, dont la production primaire marine *i.e.* la photosynthèse (Raven, 1990), l'assimilation des protéines (Rees et Bekheet, 1982), l'absorption du carbone (Price et Morel, 1990) et la fixation de l'azote (Ho, 2013).

II.2.3.3.5 Le fer (Fe)

Le fer est un métal nutritive essentiel pour la croissance de phytoplancton, c'est un métal limitant la photosynthèse (Geider et La Roche, 1994; Boyd et Ellwood, 2010; Thuróczy *et al.*, 2011). C'est un composant important dans les processus biochimiques comme le transport électronique photosynthétique et respiratoire, la synthèse de chlorophylle, et dans les processus géochimiques tel que la réduction de nitrate et nitrite (Weinberg, 1989).

Le fer dans une eau de mer a *pH* 8 est présent principalement dans la particule oxyhydroxide Fe (III), et qui a une solubilité extrêmement basse (Kenshi, 2004). La matière organique agit sur l'équilibre physicochimique du fer dans l'eau de mer pour donner des complexes organométalliques sous formes anioniques ou neutres (Marchand, 1974).

II.2.4 Les radionucléides

La radioactivité naturelle est omniprésente et a toujours existé sur la Terre. D'origine à la fois terrestre et cosmique (Soleil, galaxies et étoiles), elle constitue pour l'homme une source d'exposition non négligeable qui dépend des lieux et des modes de vie des populations (Dziri, 2013).

Un radioélément est un élément radioactif qui ne possède que des isotopes radioactifs. Par exemple, le technétium, le prométhéum et tous les éléments dont le numéro atomique est supérieur à celui du bismuth ($Z = 83$) sont des radioéléments (Le Petit et Granier, 2002).

Un radionucléide est un type d'atome caractérisé, d'une part, par la constitution de son noyau : son nombre de protons Z , son nombre de neutrons $A - Z$, et, d'autre part, par son état d'énergie nucléaire dont la durée de vie est suffisamment longue pour être mesurable (généralement $> 10^{10}$ s). Le terme nucléide renvoie à un type d'atome particulier, bien identifié, en particulier par l'état d'énergie de son noyau (Le Petit et Granier, 2002).

On distingue trois type de radionucléides dans l'environnement : **(i)** Radioactivité primordiale d'où les radionucléides primordiaux ont été produit lors de la formation de la terre, les plus abondants sont : le potassium ^{40}K , le thorium ^{232}Th et l'uranium ^{235}U et ^{238}U . Chacun de ces trois derniers est le premier maillon d'une série de décroissance qui aboutit à un isotope stable du plomb : ^{208}Pb en fin de chaine de ^{232}Th , ^{207}Pb en fin de chaine de ^{235}U et ^{206}Pb en fin de chaine de ^{238}U (Fig. 1) ; **(ii)** Radioactivité cosmogénique et **(iii)** Radioactivité artificielle d'où les radionucléides sont des produits de fission, provenant essentiellement des retombées atmosphériques, des essais militaires, des installations nucléaires de base (Centrales nucléaire, centre de recherche, activités médicales, etc.). Les produits en majorité sont le césium 137, le strontium 90 et les radioisotopes 238 et 239 du plutonium.

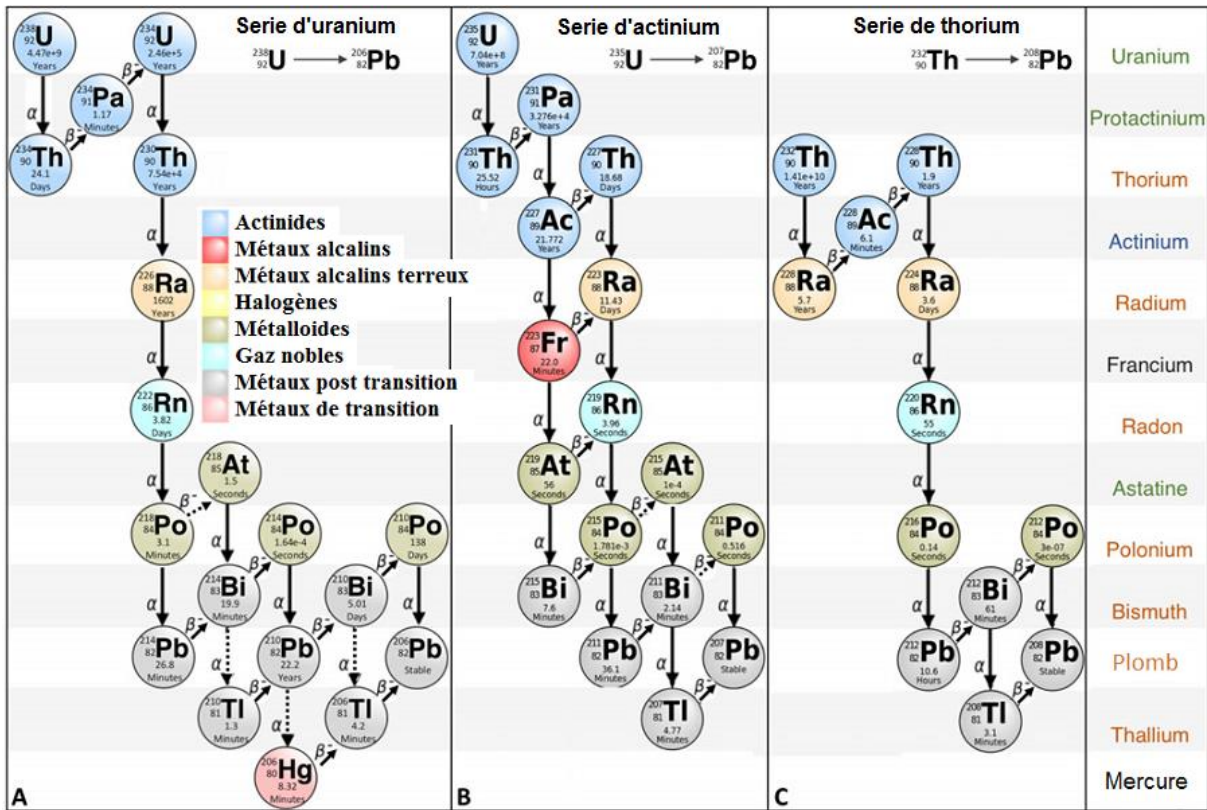


Figure 1 : Les chaînes de décroissance radioactive du thorium ^{232}Th et de l'uranium ^{235}U et ^{238}U (Le Petit et Granier, 2002)

II.3 Argumentaire sur les compartiments pris en compte

II.3.1 Compartiment "Sédiment"

Le sédiment se caractérise par son hétérogénéité, tenant à la fois à la nature des particules et leur taille et à sa complexité, qui est constituée d'eau, de matériaux inorganiques et organiques et de composés d'origines anthropogéniques (Amiard-Triquet *et al.*, 1999).

La détermination des concentrations des métaux traces dans les sédiments marins côtiers superficiels est d'une grande importance du fait que ce compartiment abiotique a :

La capacité de séquestrer ces éléments : les dépôts sédimentaires marins constituent un filtre pour ces polluants et deviennent des réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (Chapman et Long, 1983). Aussi a-t-on pu dire que ces dépôts sédimentaires se comportent comme des indicateurs de pollution à mémoire, témoins du degré de pollution (Lesouef *et al.*, 1979; Carvalho, 1995). La capacité de fixation et de rétention d'un polluant par les sédiments est largement conditionnée par leur granulométrie, leur géométrie particulaire et leur composition chimique. La nature des sédiments influe grandement sur l'image des polluants, la teneur en matière organique du sédiment est un facteur important de sa capacité à fixer les polluants (Amiard-Triquet *et al.*, 1999) ;

L'interaction avec d'autres compartiments biotiques et abiotiques de l'écosystème marin : les sédiments qui servent d'habitat et de source de nourriture à de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes, jouent alors un rôle prépondérant dans les processus d'incorporation et de transferts des métaux traces vers ces organismes vivants (Geffard, 2001; Benoit, 2005). Ils contiennent donc des xénobiotiques persistants qui peuvent avoir des effets létaux immédiats ou à long terme sur ces espèces (Luoma et Ho, 1993; Chapman *et al.*, 1996; Geffard, 2001). Ces zones d'accumulation sont des sources potentielles de pollution (Miquel, 2001), et un biotope privilégié pour rechercher l'état de pollution d'un écosystème aquatique (Mearns *et al.*, 1986).

II.3.2 Compartiment "Matière en suspension"

La matière en suspension (MES) est essentielle dans les écosystèmes côtiers, elle contribue à la production primaire (développement phytoplanctonique) et à la croissance des espèces de poissons (Helali *et al.*, 2016).

La MES influence le cycle biogéochimique des métaux traces dans le milieu marin. Sa disponibilité dans l'eau de mer est basée sur le processus de *scavenging*¹ (Goldberg, 1954).

Lorsque la MES est chargée de métaux traces, les métaux sont transportés principalement comme particules en suspension et déposés le long de la côte en causant une perturbation (biomagnification) au niveau de la chaîne trophique (Helali *et al.*, 2016).

II.3.3 Compartiment moule "*Mytilus galloprovincialis*"

II.3.3.1 Identité de la moule *M. galloprovincialis*

Selon Lubet (1973), la position systématique de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk, 1816) s'établit comme suit :

Règne : Animalia
Sous-règne : Métazoaires
Phylum : Mollusca
Classe : Lamellibranches ou Bivalvia
Sous-classe : Ptériomorphes
Ordre : Filibranchiata
Superfamille : Mytiloidea
Famille : Mytilidae
Genre : *Mytilus*
Espèce : *Mytilus galloprovincialis*

Le mollusque bivalve *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), dite moule méditerranéenne (Lubet, 1959), est généralement bien étudié. En effet, cette espèce a fait l'objet d'études dans plusieurs domaines, à savoir : sa biologie (Lubet, 1973; Filgueira *et al.*, 2008), sa physiologie (Lubet, 1963; Bayne, 1976), sa reproduction (Da Ros *et al.*, 1985; Bhabhy *et al.*, 2013, 2014), sa dynamique de population (Naciri, 1998; Gangnery *et al.*, 2004), son écologie (Coustau, 1991; Oliveira *et al.*, 2015), et son comportement vis-à-vis de la pollution (Cappello *et al.*, 2013; Banni *et al.*, 2014).

II.3.3.2 Morphologie externe de la moule *M. galloprovincialis*

La moule *M. galloprovincialis* présente une coquille allongée très variable, de contour grossièrement triangulaire à subquadrangulaire (Fig. 2). Extrémité antérieure de la coquille renflée et pointue, bord ventral comprimé et arrondi. Crochets terminaux assez aigus et incurvés (Petite taille du muscle adducteur antérieur).

¹ Voir glossaire

La zone postérodorsale tend à former une expansion aplatie qui rend le bord ligamentaire assez saillant. Le bord antérieur est très réduit, à aspect de lunule. La sculpture externe est formée de marques d'accroissement. Le périostracum est lisse et très adhérent. La bande calcifiée infraligamentaire est ponctuée et la charnière avec quelques dentelons sous le crochet (Lubet, 1973; Fischer *et al.*, 1987).

La coloration est en général noire violacée extérieurement, avec l'intérieur gris bleuté à violacé, plus ou moins blanchâtre et irisé de reflets nacrés vers la cavité umbonale (Fischer *et al.*, 1987).

La taille maximum peut atteindre 15 cm et plus ; en général la taille commune est entre 5 à 8 cm (Fischer *et al.*, 1987).

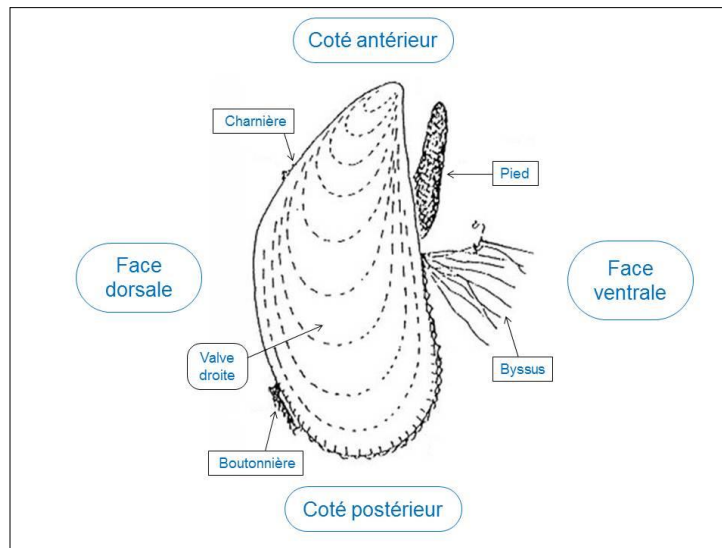


Figure 2 : Morphologie externe d'une moule « vu du côté droit » (His et Cantin, 1995)

II.3.3.3 Anatomie de la moule *M. galloprovincialis*

Les deux valves de la moule (Fig. 3) peuvent s'entrebâiller ou se renfermer. Elles sont réunies par un ligament élastique dorsal et un ou deux muscles adducteurs. Le manteau est composé de deux lobes palléaux (Fig. 3), il enveloppe tous les organes auxquels il est rattaché au niveau du muscle adducteur, de la masse viscérale et des branchies (Gagnaire, 2005). La moule *M. galloprovincialis* se fixe aux rochers par le byssus (Fig. 2). Ce dernier est un bouquet de filaments analogues à la soie et sécrétés par la glande byssogène. Il assure la fixation temporaire ou définitive des moules (Beaumont et Cassier, 1981). Le pied est inséré en avant de la bosse viscérale (Fig. 3), il est comprimé latéralement et prend l'aspect d'un sac « sac de charrue ». Le byssus permet avec le pied de lents déplacements (Beaumont et Cassier, 1981).

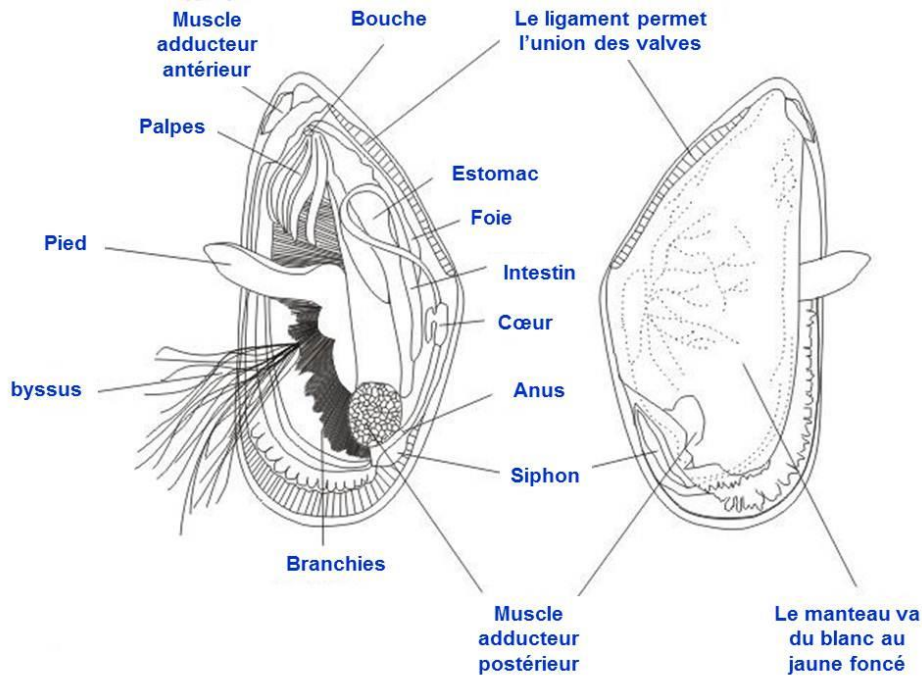


Figure 3 : Anatomie de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Bachelot et al., 2010)

II.3.3.4 Physiologie de la moule *M. galloprovincialis*

II.3.3.4.1 Alimentation

La moule *M. galloprovincialis* est un consommateur microphage omnivore (Utting et Millican, 1997) *i.e.* filtreur non sélectif (Kantin et Pergent-Martini, 2007). Elle se nourrit de phytobenthos (diatomées), de phytoplancton et de débris organique (Utting et Millican, 1997). Pour se nourrir, la moule filtre l'eau de mer à travers ses branchies et récupère les particules alimentaires supérieures à 2-5 μm (Kantin et Pergent-Martini, 2007). Les cils vibratiles créent des courants d'eau convergeant vers la bouche, en même temps, l'épithélium branchial secrète un film de mucus dans lequel s'engluent les particules tenues en suspension dans l'eau, arrivé au niveau des palpes labiaux, le film muqueux est soumis à un tri, les matières non alimentaires à l'exception de quelques granules de sable, sont éliminées avec le mucus. Le film muqueux tombe sur le fond, dans certaines régions, il contribue à la formation d'argile (Grassé et Doumenc, 1998). Les branchies peuvent, par pinocytose, absorber directement des particules organiques de petite taille et jouent, de ce fait, un rôle non négligeable dans la nutrition (Beaumont et Cassier, 1981). Il existe, chez la moule, une corrélation entre la taille (donc leur âge) et l'état physiologique des individus et le taux de filtration. L'activité valvaire et l'activité ciliaire sont sous la dépendance de nombreux facteurs externes dont les principaux, outre la

durée d'émersion, sont la température, la salinité, le pH, le débit du courant, la teneur en matière en suspension et la présence de certaines substances dissoutes (His et Cantin, 1995).

II.3.3.4.2 Excrétion

Les bivalves possèdent deux néphridies en forme U, qui communiquent avec le péricarde qui assure l'excrétion de l'acide hippurique. Les glandes de WEBER rejettent les déchets dans le liquide péricardique, où ils sont repris par amibocytes qui, par les vaisseaux sanguins et les tissus, atteignent le milieu extérieur au niveau des branchies. Les pores excréteurs sont situés dans la région postérieure de compartiment palléal dorsal (Beaumont et Cassier, 1981).

II.3.3.4.3 Reproduction

Sexualité : La moule *M. galloprovincialis* est une espèce gonochorique (à sexe séparé) sans dimorphisme sexuel. De très rares cas d'hermaphrodisme simultané ont été signalés (Coe, 1943; Lubet, 1959). L'ovogenèse et la spermatogénèse se déroulent dans des tubules gonadiques distincts dont l'importance et la situation varient suivant les animaux (Lubet, 1973; His et Cantin, 1995).

Tableau 1 : Les différents stades du cycle de reproduction chez la moule *M. galloprovincialis*

Cycles de reproduction	Référence bibliographique		
	(Dardignac, 1995)	(Bhaby <i>et al.</i> , 2013)	
Stade	Phase	Période	
Stade 0	<i>Le stade de repos</i>	Juillet et Août	Août et Septembre
Stade 1	<i>La gamétogenèse</i>	Septembre	Septembre à Janvier
Stade 2	<i>Les gamètes sont visibles</i>	Octobre	Janvier
Stade 3.a	<i>Les gamètes sont mûrs</i>	Novembre	Février
Stade 3.b	<i>Début de ponte</i>	Février	Mars
	<i>Ponte principale</i>	Mars	Mai et Août
	<i>Ponte secondaire</i>	Avril-Mai	-

Le cycle de reproduction peut varier de manière importante selon les individus, le lieu, l'année (Morchid, 1987 ; Tableau. 1) et certains facteurs : La température et la nourriture (quantité et qualité) apparaissent comme déterminant dans la maturité des gonades (Dardignac, 1995).

II.3.3.5 Ecologie de la moule *M. galloprovincialis*

II.3.3.5.1 Habitat

L'espèce est fixée par son byssus sur des fonds très variés des étages médiolittoral et infralittoral, soit dur (rocheux, graveleux), soit meubles (sableux, vaseux) (Fischer *et al.*, 1987).

Dans les zones de marées, la moule peut coloniser et couvrir de vastes espaces (bancs de moules), elles pénètrent largement dans les eaux saumâtres des lagunes côtières (Fischer *et al.*, 1987). L'espèce étant sympatriques sur les côtes atlantiques de l'Europe et en Manche occidentale (Lubet, 1973).

II.3.3.5.2 Adaptations aux facteurs écologiques

Le corps de *Mytilus galloprovincialis* est protégé par une coquille. Elle s'accroche à d'autres moules et se fixe sur un substrat, de la sorte l'impact des vagues se fait moins ressentir. Lorsque le niveau de l'eau descend, la moule retient l'eau en fermant ses valves. Elle est protégée contre le dessèchement, l'air, la lumière et la prédation. Quand la teneur en oxygène dissous diminue dans l'eau, la moule passe à un mode de respiration anaérobie. Elle résiste à de nombreux facteurs abiotiques (température, salinité) ce qui permet de la retrouver dans la zone la plus élevée de l'estran.

II.3.3.5.3 Locomotion

Les moules sont fixés temporairement et ne sont susceptibles que de faibles déplacements (His et Cantin, 1995).

II.3.3.5.4 Mortalité et prédation

Des différents facteurs influencent la mortalité et la dispersion des populations de moules (Kitching *et al.*, 1959) : la température, la salinité, le dessèchement, l'hydrodynamisme, les compétitions intra et interspécifiques et la prédation. Celle-ci est la plus importante cause de mortalité des moules (Kitching *et al.*, 1959).

Les prédateurs les plus importants sont : l'**escargot pourpre** (*Nucella lapillus*) que les moules immobilisent dans les filaments du byssus pour s'en protéger ; les **étoiles de mer** (*Asterias*

rubens, *Marthasternas glacialis* et *Asterina gibbosa*) qui préfèrent les moules de grande taille (7 cm) et peuvent provoquer la disparition d'une fraction très importante de population de moules ; **le crabe** qui serait le plus féroce des prédateurs (*Cancer pagurus*, *Xantho incisus*, *Carcinus maenas* et *Portinus puber*) ; ainsi que les **poissons plats** comme le flétan (*Hippoglossus hippoglossus*, *H. stenolepis* et *Reinhardtius hippoglossoides*), la plie (*Hippoglossoides platessoides*, *Glyptocephalus cynoglossus*, *Pseudopleuronectes americanus*, *Pleuronectes platessa* et *Liopsetta putnami*) et la limande (*Limanda aspera*, *L. ferruginea*, *L. limanda*, *L. proboscidea*, *L. punctatissima*, *L. sakhalinensis*) apprécient également les moules (Kitching *et al.*, 1959).

II.3.3.6 Répartition géographique

L'aire de répartition de la moule *Mytilus galloprovincialis* n'est pas strictement méditerranéenne (Fig. 4), elle s'étend sur la mer Noire, l'Adriatique (Lubet, 1973), la côte Atlantique depuis la baie d'Agadir jusqu'aux Iles britanniques (Naciri, 1998) et englobe aussi l'Afrique du Sud, la Nouvelle-Zélande et la Californie (McDonald *et al.*, 1991).

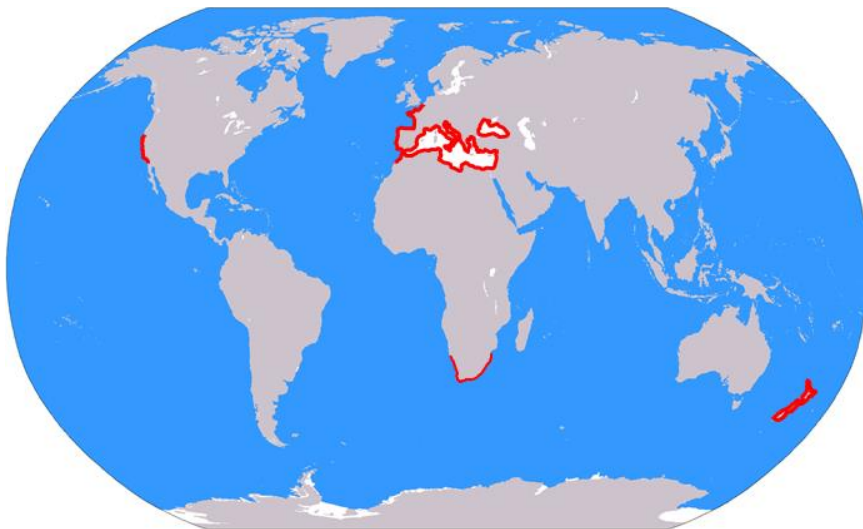


Figure 4 : Répartition géographique de la moule *M. galloprovincialis* (en couleur rouge) (Lubet, 1973; McDonald *et al.*, 1991; Naciri, 1998)

II.3.3.7 Pêche et consommation de la moule *M. galloprovincialis*

La moule *M. galloprovincialis* subit une exploitation intense, à partir des bancs naturels et plus encore par l'aquaculture (mytiliculture). La récolte se fait par chaluts de fond, dragues, râdeaux ou à la main. Cependant, la culture se fait souvent sur des cordes suspendues à des parcs fixes

ou à des bouées. Cette espèce est régulièrement présente sur les marchés. Elle est utilisée fraîche, réfrigérée, congelée, en conserves ou comme appât de pêche (Fischer *et al.*, 1987).

Les données représentées dans la figure 5 représentent les statistiques fournies par les états membres de la FAO pour *M. galloprovincialis*. La production mondiale des moules a été très faible avant les années 80^s (< 50.10³ t), elle subit une augmentation progressive avec un maximum (~ 200.10³ t) atteint dans les années 2000. La production actuelle est diminuée, elle ne dépasse pas les 120.10³ t.

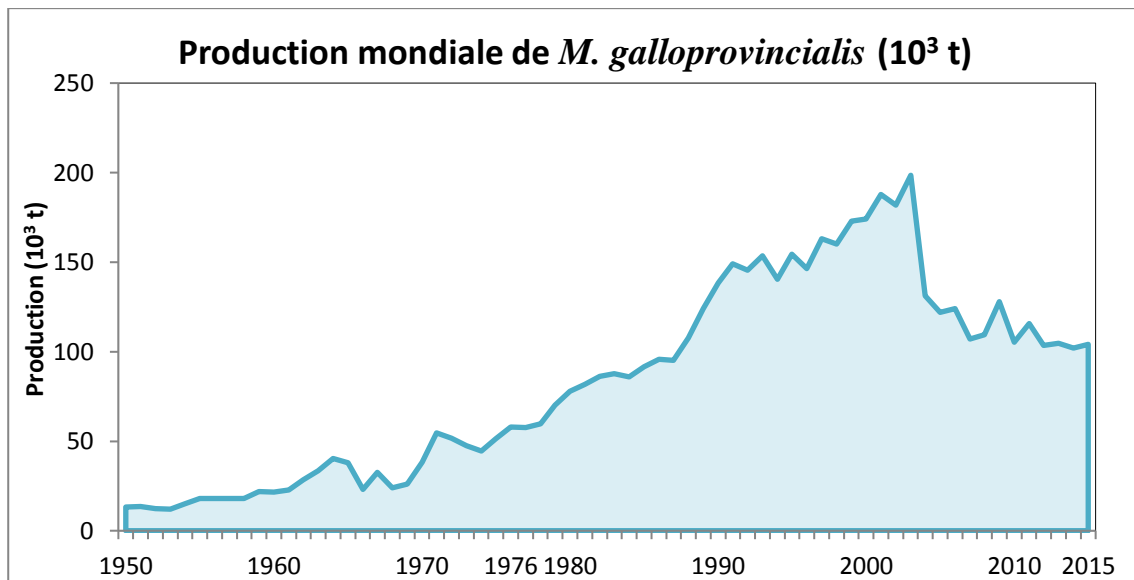


Figure 5 : La production mondiale de *M. galloprovincialis* (FAO, 2017)

II.3.3.8 Utilisation de *M. galloprovincialis* comme bioindicateur des contaminants

En tant que filtreurs, les mollusques bivalves en générale sont réputés être de bons indicateurs de pollution et leur utilisation comme bioindicateur remonte au milieu des années 1970 avec la mise en place du premier programme de biomonitoring international : le «US. Mussel Watch Program » (Goldberg, 1975).

Les raisons qui font de *Mytilus galloprovincialis* un bon bioindicateur sont : (i) La capacité de bioaccumulation " espèce filtreur" : elle accumule des métaux trace avec un facteur de concentration de 10³ à 10⁵ (Cossa, 1989). Les moules sont capables de filtrer jusqu'à 80 L/jour d'eau de mer, dans des conditions optimales dont : la température d'eau ; la disponibilité alimentaire ; le cycle reproductif (Krmpotić *et al.*, 2015); (ii) Caractère intégrateur d'une espèce : La moule a une espérance de vie relativement grande (Amiard-Triquet *et al.*, 1999) ; (iii) Critère de représentativité : l'espèce est sessile et subit des déplacements mineurs au cours

de sa vie (Cossa, 1989; Amiard-Triquet *et al.*, 1999) ; elle s'étend sur une large aire de distribution (Bélanger, 2009) ; elle est résistante au stress pour être présente et permet la surveillance des milieux les plus pollués (Amiard-Triquet *et al.*, 1999) tout en étant une espèce euryhaline (Cossa, 1989) et (iv) Faisabilité de la biosurveillance : étant donné sa taille suffisante et son abondance la collecte et le traitement des échantillons est facilité (Amiard-Triquet *et al.*, 1999).

La moule *M. galloprovincialis* est un bivalve largement reconnu comme bioindicateur de pollution par les métaux traces. La teneur en métaux dépend étroitement de leur biodisponibilité et de leur mode de pénétration (Kantin et Pergent-Martini, 2007). Cette espèce concentre les métaux présents dans l'eau de mer à partir de trois principales formes différentes : (i) la forme dissoute contenue dans l'eau filtrée ; (ii) la forme organique contenue dans la nourriture ingérée et (iii) la forme inorganique particulaire en suspension dans la colonne d'eau (Huang *et al.*, 2007). L'accumulation des polluants dans les coquillages relève bien plus de phénomènes chroniques que d'accidents passagers (Claisse, 1992). Surtout que, les moules sont utilisées pour la consommation humaine et sont donc une source potentielle de contaminants pour l'homme (Cossa, 1989).

La moule *Mytilus galloprovincialis* est utilisée pour le monitoring des radionucléides dans le milieu marin (Ishikawa *et al.*, 2004; Boudjenoun *et al.*, 2006; Carvalho *et al.*, 2010, 2011; Rožmarić *et al.*, 2012, 2013; Aközcan, 2013; Kılıç *et al.*, 2014b).

Ces radionucléides sont accumulés et bioamplifiés à travers la chaîne trophique (Heyraud et Cherry, 1979; Germain *et al.*, 1995; Carvalho, 2011; Fowler, 2011; Pearson *et al.*, 2016), et être transféré à l'homme (Carvalho et Fowler, 1994).

II.3.4 Compartiment oursin "*Paracentrotus lividus*"

II.3.4.1 Identité de l'oursin *P. lividus*

Les *échinidés* sont une des cinq classes du phylum des Echinodermes, (métazoaires coelomates), phylum d'invertébrés exclusivement marins.

Selon Fischer *et al.* (1987) la systématique de l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816) s'établit comme suit :

Règne : Animalia
Embranchement : Echinodermata
Sous-embranchement : Echinozoa
Classe : Echinoida
Sous-classe : Regularia
Ordre : Diadematoidea
Sous-ordre : Camarodonta
Famille : Echinidae
Genre : *Paracentrotus*
Espèce : *Paracentrotus lividus*

L'espèce *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), dite oursin commun (Lubet, 1959), est généralement bien étudié : sa biologie et sa physiologie (Régis, 1981; Ozvarol et Turna, 2009) ; sa reproduction (Byrne, 1990; Soualili et Guillou, 2009; Ouréns *et al.*, 2013) ; sa dynamique de population (Azzolina *et al.*, 1985; Azzolina, 1988; Soualili *et al.*, 2008) ; son écologie (Kempf, 1962) ; son alimentation (Verlaque et Nedelec, 1983; Haya et Régis, 1995; Jacquin *et al.*, 2006) ; sa relation avec le phytobenthos (Frantzis *et al.*, 1988; Boudouresque et Verlaque, 2007) ; et son comportement vis-à-vis de la pollution (Harmelin *et al.*, 1981; Delmas et Régis, 1985; Warnau et Pagano, 1994; Warnau *et al.*, 1995.a,c, 1996.a,b, 1998; Soualili *et al.*, 2008).

II.3.4.2 Morphologie externe de l'oursin *P. lividus*

L'espèce *Paracentrotus lividus* est un échinidé benthique qui possède une symétrie pentamère, un corps à forme sphérique plus ou moins aplatie à ses deux pôles (Fischer *et al.*, 1987).

Chez l'oursin, le pôle inférieur (Oral) dirigé vers le substrat comprend la bouche qui est entourée d'une membrane, le péristome (Fig. 6). Tandis que le pôle supérieur (Aboral) comprend l'anus entouré d'une membrane, le périprocte formé de 10 plaques intradermiques calcifiées, étroitement juxtaposées (Sellem, 1990), cinq régions ambulacraires qui alternent avec cinq régions interambulacraires, chacune de ces régions est formée d'une double rangée squelettique (André et Grassé, 1952).

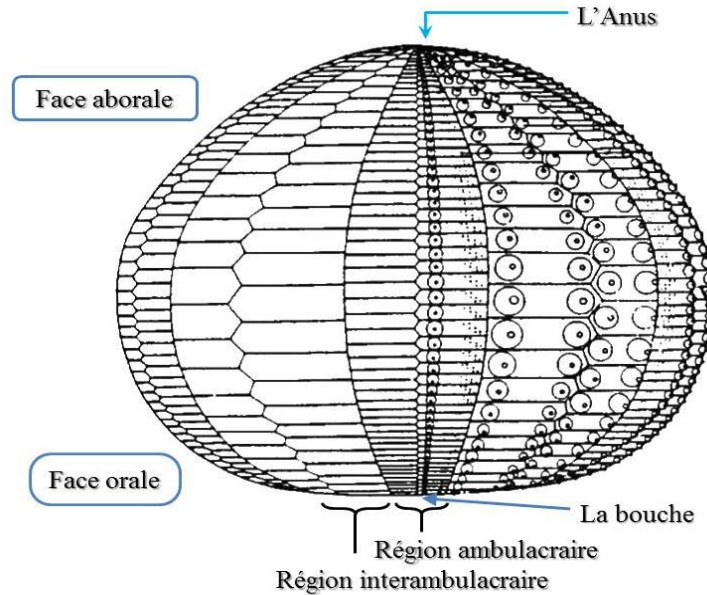


Figure 6 : Organisation générale du test d'un oursin régulier (Guille *et al.*, 1986)

Une aire apicale centrale qui constitue la face dorsale comprend les plaques basales petite au nombre de cinq en position radiaire alterné avec les plaques génitales au nombre de cinq à la position interradiaire, chacune d'elles est percée d'un pore pour évacués les produits génitaux (André et Grassé, 1952), la couronne constituant la face orale est formée de dix doubles rangées de plaque s'étendant de l'aire apicale à l'ouverture du test dans la face inférieure (André et Grassé, 1952).

Le test hérissé est appelé généralement dermosquelette, et sa rigidité est due aux fibres collagéniques et/ou musculaires qui relient les plaques squelettiques entre elles (Guille *et al.*, 1986).

Le dermosquelette porte différent appendices (Fig. 7) : (i) Les piquants sont des appendices calcifiés, robustes et pointus (Fischer *et al.*, 1987), répartis sur toute la surface du test particulièrement dans les zones interambulacraires de la couronne. Ils jouent un rôle dans la protection, la défense et la locomotion (Régis, 1978) ; (ii) Les podia ou les pieds ambulacraires qui peuvent s'allonger ou se rétracter, et se terminent généralement par une ventouse. Leurs fonctions principales sont la locomotion, la respiration, la fixation « ancrage » et retiennent la nourriture (Le Gall, 1989) ; (iii) Les pédicellaires (sont des petits organes calcifiés fixés sur le test entre les piquants ; On distingue quatre types : Pédicellaire trifoliés, Pédicellaires tridentés (ou tridactyles), Pédicellaire globifères (ou glandulaires) et Pédicellaires ophiocéphales. Ils ont des fonctions multiples : capture des proies, le nettoyage du test, la défense et empêche les petits organismes de s'y fixer (Ghyoot, 1991).

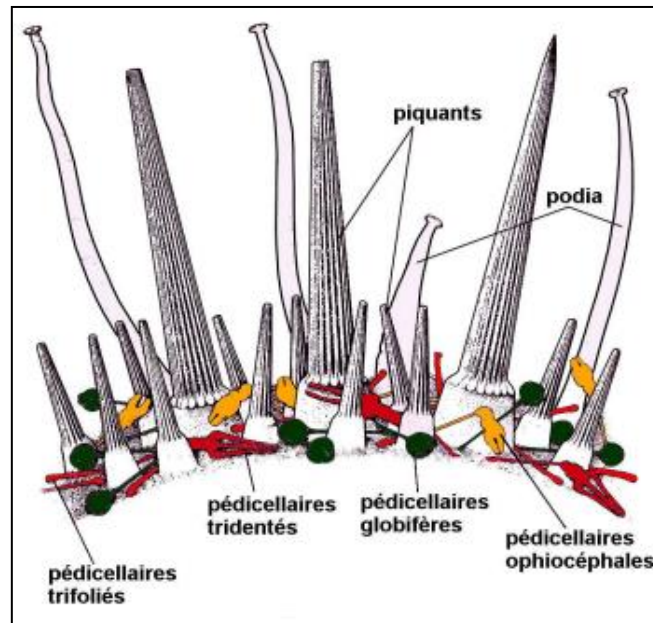


Figure 7 : Les appendices de l'oursin *P. lividus* (De Ridder, 1982, Modifiée)

La coloration des piquants est violette, olivâtre, vert, rougeâtre ou brune, or que le test nu est vert, à périprocte violet (Fischer *et al.*, 1987).

La taille de *P. lividus* peut atteindre un diamètre maximum de 70 mm, et les piquants atteignent 30 mm (Fischer *et al.*, 1987). *Paracentrotus lividus* atteint une taille de 35 à 40 mm en 4 ans. D'après Azzolina (1988) la taille de 50 mm serait atteinte en 7 ans.

II.3.4.3 Anatomie interne de l'oursin *P. lividus*

À l'intérieur du corps le **tube digestif** comprend la bouche située au centre de la face inférieure du test, suivi de l'œsophage entouré d'un puissant appareil la lanterne d'Aristote formé de cinq ensembles complexes ou mâchoires (Fig. 8). Chaque mâchoire comprend les dents, la rotule, le compas. La lanterne d'Aristote est attachée au corps par des fibres conjonctives et des muscles sur les auricules (Le Gall et Bucaille, 1987).

L'estomac doublé d'un siphon intestinal où la digestion et l'absorption se font au niveau de l'intestin et se termine par un anus dorsal (Beaumont et Cassier, 1981).

L'organe reproducteur est constitué de cinq gonades situées au pôle apical sous les inter radius, chacune reliée à l'extérieur par un conduit génital qui traverse le test au niveau des plaques génitales qui entourent l'anus (Grassé *et al.*, 1963).

Les glandes génitales mâles et femelles ont une même apparence (gonades allongées). A la maturité, les gonades prennent une couleur orangée et rugueuse et émettent un liquide

blanchâtre lorsqu'elles sont mûres pour les mâles, alors que les femelles sont d'un orange clair et émettent un liquide orangé (Grassé *et al.*, 1963).

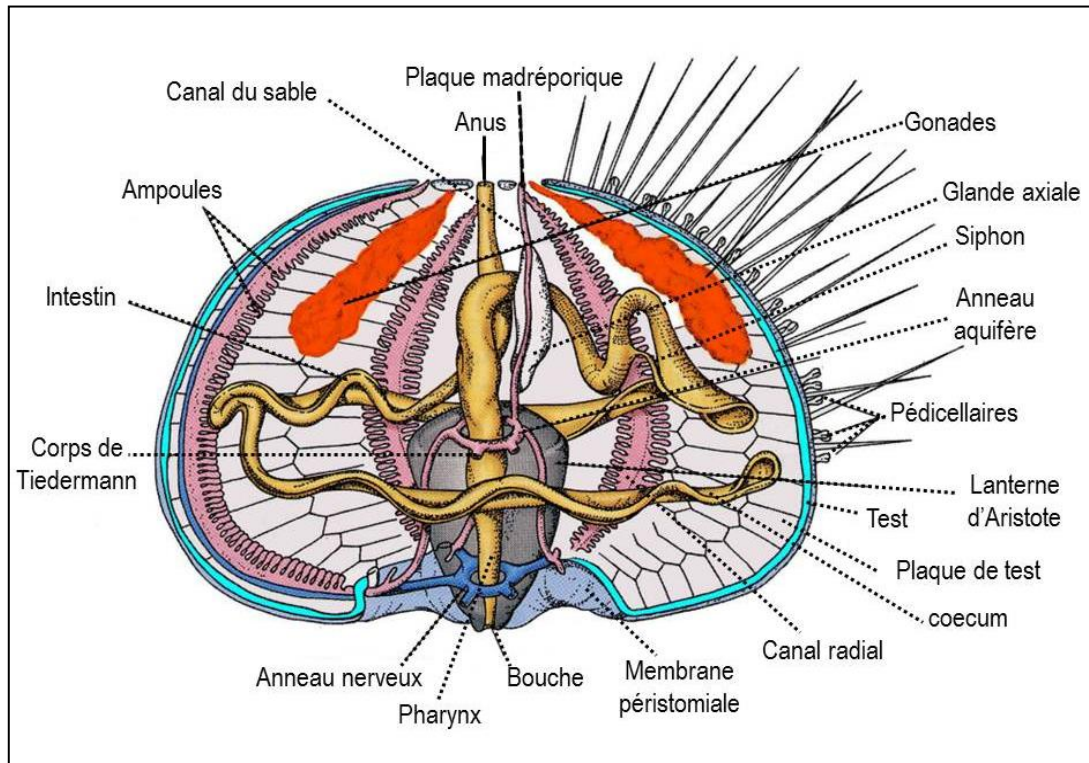


Figure 8 : Anatomie interne de l'oursin régulier *P. lividus* (Grosjean, 2001, Modifiée)

II.3.4.4 Physiologie de l'oursin *P. lividus*

II.3.4.4.1 Alimentation

L'oursin *P. lividus* est essentiellement herbivore (Rico, 1989), mais dans certaines conditions, il peut être omnivore (Régis, 1978). On peut retrouver dans son contenu digestif une fraction animale constituée de Foraminifères, de Bryozoaires et de Spongiaires ainsi que des Crustacés (Verlaque, 1987). L'analyse des contenus digestifs de cet oursin suggère que c'est un brouteur opportuniste. Les espèces fortement préférées sont : algues photophiles du genre *Podia pavonica*; *Cystoseira buliarica* (Régis, 1978); *Cystoseira mediterranea* et *Stypocaulon xoparium* (Rico, 1989).

Il fait preuve d'une certaine sélectivité dans l'herbier à Posidonies (Verlaque, 1987). Cette sélectivité dans l'alimentation varie avec sa taille. Ainsi, il passe de la consommation d'organismes de la strate encroûtante épiphyte des rhizomes et des feuilles (faune sessile).

Selon Prof. SOUALILI (*Communication personnelle*), une étude est en cours confirme que l'oursin peut être filtreur.

II.3.4.4.2 Reproduction

Paracentrotus lividus est gonochorique (les sexes sont séparés), et ovipare à fécondation externe. La reproduction suit un cycle annuel et la gamétogénèse se déroulant au niveau des gonades a lieu durant l'été et l'automne, la maturation se déroule le long de l'hiver. Les gamètes sont ensuite libérés au printemps, début de l'été (Weinberg, 1992). Les pontes chez *P. lividus* n'interviennent pas à la même période, ni d'une année à l'autre pour un même site, ou d'un site à l'autre (Byrne, 1990). La ponte a lieu d'une manière générale du printemps jusqu'à la fin de l'été. En Méditerranée, et dans le bassin algérien existe deux pontes (Tab. 2) : la première en printemps (Mars à Juin), et la seconde à la fin de l'été et s'étend jusqu'en automne (Août à Octobre) (Fernandez, 1996; Guettaf, 1997; Soualili, 2008).

La variabilité dans les cycles de reproduction de *P. lividus* est due à de nombreux facteurs qui interviennent lors du déroulement des phases du cycle de reproduction. Ces facteurs sont généralement physiologiques et sont liés au milieu environnant : qualité et abondance de la nourriture, stimulateurs biologiques, profondeurs, facteurs physicochimiques : température, photopériode et périodicité lunaire (San Martin, 1995; Guettaf, 1997; Soualili, 2008).

Tableau 2 : Période et nombre de pontes par an de *P. lividus* dans les côtes algériennes.

Référence	Région	Période de ponte	Type de substrat
Soualili (2008)	Alger plage	Juin à septembre	Roches avec Macrophytes
	Sidi Fredj	Juillet à décembre	Herbier à <i>P. oceanica</i>
	Tamentfoust	Avril à décembre	Roches avec Macrophytes et <i>Posidonia oceanica</i>
Adda Neggaz (2008)	Mostaganem	Novembre et décembre Janvier à mai	Algues photophiles
Sahnoun (2009)	Mostaganem	Novembre à juin	Roches avec macrophytes
Boukhelf (2012)	Mostaganem	Mars à mai	Roches avec macrophytes
		Août à novembre	Algues photophiles et posidonie

II.3.4.5 Ecologie de l'oursin *P. lividus*

II.3.4.5.1 Habitat

Paracentrotus lividus se rencontre dans l'étage infralittoral entre 0 et 30 m de profondeur, et sa répartition peut atteindre des profondeurs de 80 m (Fischer *et al.*, 1987).

En Méditerranée, les eaux profondes sont presque isothermes tout au long de l'année (12 à 14 °C), de ce fait la température n'est pas un facteur limitant. En conséquence, l'absence de

P. lividus à des grandes profondeurs influencées par d'autres facteurs (Young *et al.*, 1997), éventuellement les facteurs biotiques tels que la prédation (Boudouresque et Verlaque, 2013).

Il se trouve surtout dans des habitats de substrat dur (roche ou gravier recouvertes d'algues photophiles) et dans l'herbier à *Posidonia oceanica* et *Zostera marina* (Boudouresque et Verlaque, 2013). Par ailleurs, l'oursin a été signalé aussi sur des substrats meubles tels que le sable ou coralligènes et les fonds détritiques (Fischer *et al.*, 1987; Zavodnik, 1987).

Il se trouve généralement en groupe, associé en Méditerranée à un autre échinoderme *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1958) (Fischer *et al.*, 1987).

Dans les zones intertidales, *P. lividus* vit souvent dans des cavités qu'il creuse lui-même dans les roches à l'aide de ses piquants et de ses dents (Verlaque et Nedelec, 1983). Il se tient généralement entre les rhizomes de l'herbier à *Posidonia oceanica* (Kempf, 1962; Guettaf, 1997) et monte sur les feuilles la nuit (Kempf, 1962) et parfois le jour (Azzolina, 1988).

Cependant, le maximum de densité de *P. lividus* se trouve dans les premiers mètres d'eau. Du fait que l'intensité de l'hydrodynamisme et l'orientation des surfaces du substrat sont des facteurs qui conditionnent sa distribution (Soualili, 2008).

La densité moyenne des individus augmente au fur et à mesure que l'on se rapproche de la source de pollution domestique, avec une diminution de la taille des spécimens (Delmas et Regis, 1985; Bayed *et al.*, 2005).

II.3.4.5.2 Comportement vis-à-vis de la Température et la salinité

Paracentrotus lividus est particulièrement fréquent dans les eaux méditerranéennes de températures hivernales comprise entre 10 à 15 °C et de températures estivales comprises entre 18 à 25 °C. Dans la Manche, les températures létales inférieures et supérieures sont de 4 °C et 29 °C respectivement (Tortonese, 1965; Allain, 1975; Le Gall *et al.*, 1990; Fernandez et Caltagirone, 1994; Fernandez, 1996). Cet oursin est sensible à des salinités faibles (≤ 15 à 20 psu) et élevées (≥ 39 à 40 psu) pour une exposition à long terme (Le Gall, 1989).

II.3.4.5.3 Prédation

Les principaux prédateurs de *Paracentrotus lividus* sont l'**Astéride** (*Marthasterias glacialis*), les **Sparidés** (*Sparus aurata*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Charax puntazzo*) et les **Crustacés** (*Palinurus vulgaris* et *Carcinus méditerranéus*) (Dance, 1985; Azzolina, 1988).

II.3.4.5.4 Déplacement et migrations

Paracentrotus lividus présente souvent des mouvements migratoires à l'échelle locale tous les jours (Barnes et Crook, 2001). Les populations méditerranéennes et atlantiques présentent généralement une activité nocturne (Hereu, 2005). Ils recherchent un habitat bien structuré où ils peuvent trouver à la fois un abri et la nourriture (Pinna *et al.*, 2012). Les individus dans les herbiers à *P. oceanica* migrent beaucoup moins que ceux sur les substrats rocheux (Boudouresque et Verlaque, 2013). De plus, les individus migrent de plus en plus des zones peu profondes vers des habitats profonds (Lecchini *et al.*, 2002).

Le mouvement de *P. lividus* peut être affecté par plusieurs facteurs abiotiques et biotiques : l'hydrodynamisme (Boudouresque et Verlaque, 2013) ; la nature de la nourriture disponible (Rico, 1989) et l'abondance de poissons prédateurs (Hereu, 2005). La distance parcourue par un individu n'est pas influencée par la taille du corps, la profondeur ou de la saison (Boudouresque et Verlaque, 2013). Cette distance peut atteindre 40 cm/h (Hereu, 2005). L'oursin *P. lividus* ne montre pas un comportement de "Homing" clair (Hereu, 2005).

II.3.4.5.5 Croissance

La croissance somatique de *P. lividus* semble être liée principalement à la température de l'eau, la qualité des aliments et le développement des gonades (Fernandez, 1996). En Méditerranée, la croissance est maximale au printemps *i.e.* entre 12 et 18 °C, ce type de croissance est parfois signalé en automne, et peu observé en hiver (Turon *et al.*, 1995). La longévité maximale dépasse 13 à 15 ans (Tomšić *et al.*, 2010).

II.3.4.6 Distribution géographique de l'oursin *P. lividus*

L'oursin comestible *Paracentrotus lividus* est distribué dans toute la Méditerranée et dans le Nord-Est de l'Atlantique, de l'Ecosse et de l'Irlande, le sud du Maroc et les îles Canaries, y compris les Açores (Boudouresque et Verlaque, 2013). En Méditerranée occidentale, cet oursin est très abondant, ainsi qu'en Mer adriatique (Fig. 9).

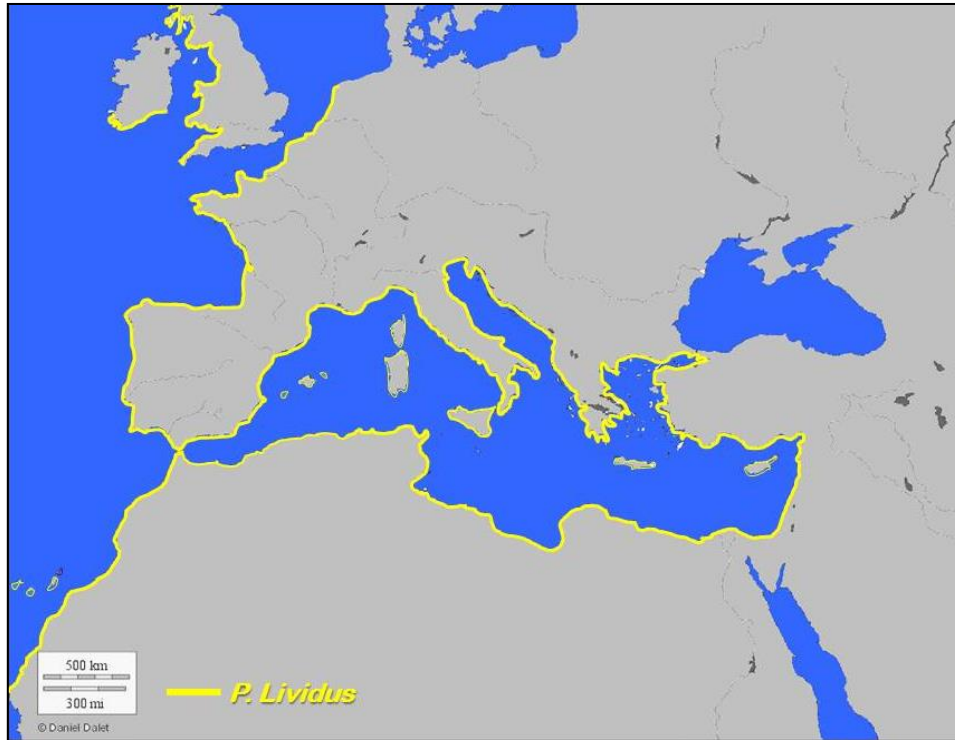


Figure 9 : Carte de répartition géographique de *P. lividus* (Boudouresque et Verlaque, 2013)

II.3.4.7 Pêche et consommation de l'oursin *P. lividus*

L'oursin comestible *Paracentrotus lividus* est l'oursin le plus important d'un point de vue commercial, car il est très apprécié (Fischer *et al.*, 1987; Warnau *et al.*, 1995b).

Toutefois, les gonades sont considérées comme des délicieux fruits de mer dans plusieurs pays européens (Warnau *et al.*, 1995b). Les gonades femelles sont beaucoup plus recherchées que celles des mâles (Kempf, 1962).

Dans les annuaires statistiques de la F.A.O (2017), la pêche de ces échinodermes se fait à des quantités trop faibles (Figure. 10), vu que certains pays ne figurent pas dans ces annuaires et sachant, par ailleurs, que les oursins ont maintenant leur propre rubrique dans les statistiques des pêches maritimes.

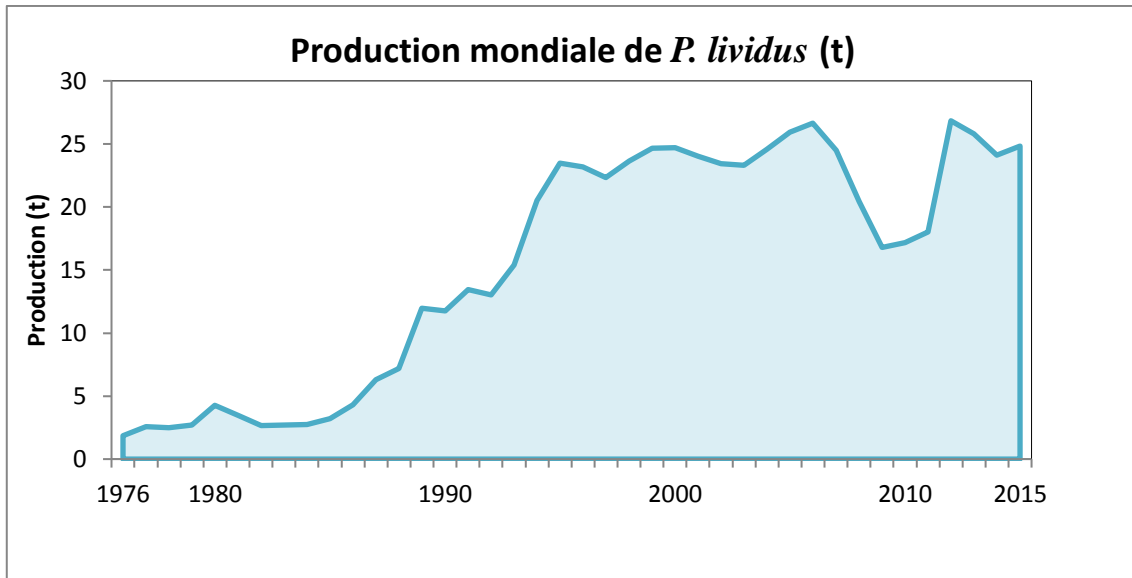


Figure 10 : La production mondiale de *P. lividus* (FAO, 2017)

II.3.4.8 L'oursin *P. lividus* bioindicatrice de la contamination métallique

Les oursins possèdent les caractéristiques recherchées chez un bioindicateur : (i) ils sont sessiles où ne se déplacent que sur de courtes distances ; (ii) sont faciles à capturer et à identifier et (iii) comptent parmi les espèces prédominantes de la macrofaune benthique de nombreux écosystèmes marins (Warnau *et al.*, 1996b). De plus, (iv) le régime alimentaire spécifique de ces organismes (brouteurs), peut fournir des renseignements précieux sur les transferts trophiques des différents polluants métalliques (Warnau *et al.*, 1996b; Den Besten *et al.*, 2001).

Des travaux effectués sur l'espèce *Paracentrotus lividus* ont révélé une grande capacité de concentration des métaux traces chez cette espèce, notamment pour le manganèse, le fer, le plomb et le zinc. La capacité à concentrer les métaux traces dans leurs tissus, gonades et fluides corporels (Daby, 2006) et la résistance à des niveaux élevés de ces métaux propose l'espèce *P. lividus* comme bioindicateur de ces contaminants dans le milieu marin (Augier *et al.*, 1989; Delmas, 1992; San Martin, 1995; Daby, 2006).

II.4 Caractéristique du littoral algérien

II.4.1 Aperçu générale

Selon le cadastre national du littoral (Loi n° 02-02 du 05 février 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral), les limites du littoral algérien s'étendent de Oued Kiss dans la commune Marsat Ben M'hidi, Wilaya de Tlemcen : "la frontière algéro-marocaine" jusqu'à Oued Souani Es Sebaa dans la commune de Souarekh, Wilaya d'El Tarf : "la frontière algéro-tunisienne", avec un linéaire côtier de 1622,48 Km. Les limites de la zone côtière sont définies par la loi littorale.

Le relief rocheux domine une côte longue de 1200 Km et d'une grande diversité des formes morphologiques. La côte algérienne est caractérisée par l'étroitesse de son plateau continental en bordure des massifs montagneux côtiers, et par l'extension de ce plateau au niveau des côtes basses au large des baies et des golfes. Caulet (1972) et Leclair (1972) rapportent l'absence d'un plateau continental algérien unique, mais signalent plutôt la présence de plusieurs plateaux continentaux régionaux, correspondant aux baies et aux golfes.

Après la pénétration des eaux Nord Atlantiques de surface à travers le détroit de Gibraltar, elles sont mélangées avec les eaux de surface méditerranéennes et forment une masse d'eau atlantique modifiée de 150-250 m d'épaisseur et d'une salinité de 36,25 psu. Au cours de leur déplacement vers l'Est, une partie d'entre elles est retenue dans des tourbillons anticycloniques Est de la mer d'Alboran. Le flux d'eau atlantique modifiée prend la nomination « courant algérien » à proximité des côtes algériennes.

Onze sites prioritaires (aires marines et côtière à protéger) sont proposés pour une mise en réserve en urgence au regard de leurs originalités : sites remarquables, pôles de la biodiversité marine et littorales, sites hébergeant une biodiversité menacée ou en danger, site de nidification de l'avifaune migratrices d'intérêt régional, voire mondiale, sites vulnérables et menacés par les activités menées à terre (Grimes, 2002). Parmi ces sites : Ile de Rachgoun (Ain Témouchent) ; Iles Habibas et Ile Plan (Oran) ; Anse de Kouali (Tipasa) ; Iles Aguellis (Boumerdes) ; Aire marine de Tizirt (Tizi Ouzou) ; Gouraya (Bejaia) ; Taza et Cavallo (Jijel) ; Presqu'île de Collo (Skikda) ; Cap de garde (Annaba) ; Parc National d'El Kala (El Taref).

II.4.2 Etat de pollution sur le littoral algérien

II.4.2.1 Pollution domestique

Les apports continentaux, souvent excessifs, modifient profondément la composition physico-chimique des eaux côtières. La faible présence des stations d'épuration (14,47 % des stations d'épurations nationales), et lorsque les conditions naturelles (courantologie, ouverture sur la pleine mer) ne sont pas suffisantes à la dilution et à la dispersion des produits d'origine continentale, l'impact de ces apports accentue sur l'écosystème marin.

II.4.2.2 Pollution industrielle

Selon le MATE (2002) plus de 10.000 unités industrielles sont réparties sur l'ensemble du territoire national, dont 36,6 % se trouvent dans la région littorale. Les gros générateurs de déchets sont concentrés dans les wilayas d'Oran, Alger, Béjaïa, Skikda et Annaba (Fig. 11) ; Dans la région Est, ce sont surtout le complexe mercuriel d'Azzaba et les activités pétrochimiques en particulier le transport des hydrocarbures (Skikda), les activités sidérurgiques, la fabrication d'engrais et Raffinage d'huile (Annaba) ; pour la région centre, elle se caractérise par une forte production de déchets de plomb et le stockage d'accumulateurs au plomb (35000 t) stockés au sein de l'entreprise ENPEC. L'ENPEC et la SNVI sont également considérés comme de grands générateurs de déchets au centre. Concernant la région Ouest, la principale source génératrice de déchets est la zone industrielle d'Arzew qui est la plus grosse génératrice de déchets (avec les boues issues du raffinage du pétrole, du nettoyage et de l'entretien des bacs de stockage des hydrocarbures).

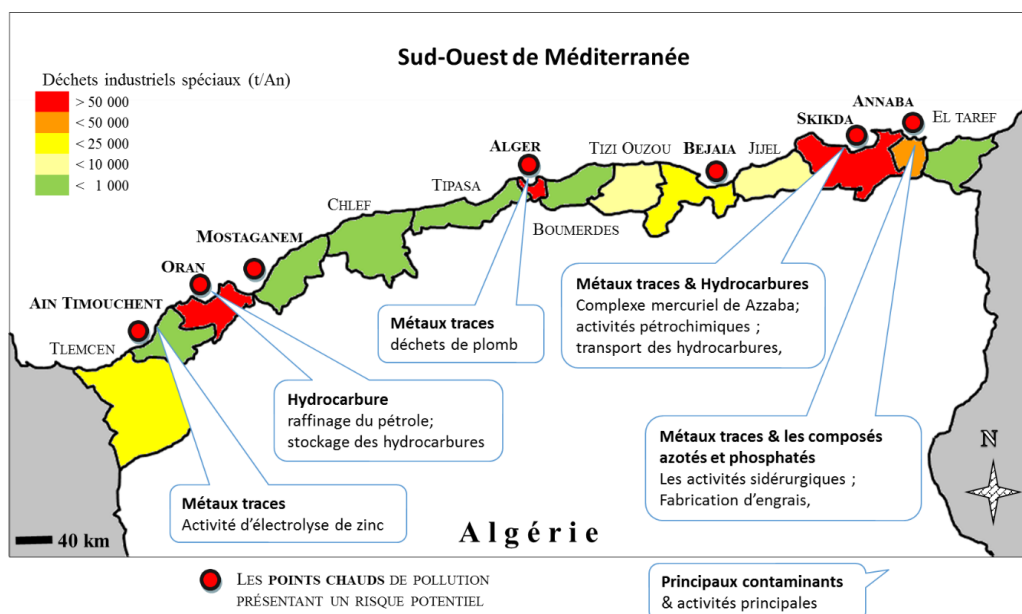


Figure 11 : Répartition des points chauds de pollution et le débit des déchets industriels spéciaux générés par des activités industrielle sur le littoral algérien, MATE (2002)

Dans le cadre de la mise en œuvre d'une étude de « salubrité » visant à qualifier les zones de pêche, les aires de ponte et les zones destinées au développement de l'aquaculture en Algérie, le Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques (MPRH) réalisé une étude intitulée « *étude de salubrité et classification des zones de pêche et d'aquaculture* ». Pour les trois compartiments marins (Eau, sédiment et biotes). Plusieurs paramètres et analyses sont à prendre en considération dont : **(i)** les paramètres physico-chimiques de l'eau ; **(ii)** les sels nutritifs ; **(iii)** le Chlore résiduel ; **(iv)** les matières en suspension et les matières organiques ; **(v)** les contaminants microbiologiques ; **(vi)** les contaminants métalliques ; **(vii)** les hydrocarbures totaux et les hydrocarbures polyaromatiques ; **(viii)** Carbone organique total et **(ix)** les Biotoxines.

Dans cette étude une carte de salubrité a été réalisée (Fig. 12), avec ces principaux résultats : **(i)** le littoral algérien est un écosystème marin côtier globalement riche en sels nutritifs, moyennement pauvre en chlorophylle et des valeurs conformes au bassin Sud occidental de la Méditerranée ; **(ii)** il est dominé par la matière organique particulaire ; **(iii)** et il est caractérisé par une pollution géographiquement différenciée, très localisée et essentiellement de type métallique et organique ; **(iv)** la quasi majorité des zones présentent une très bonne qualité microbiologique ; **(v)** les teneurs en hydrocarbures analysées dans les sédiments restent faible, très localisées et globalement marginale, elles ne présentent pas de signes de pollution alarmante comparable à celles rencontrées dans la mer méditerranée ; **(vi)** la qualité de la matrice biologique (poisson rouget, la moule *Mytilus galloprovincialis* et la magnoliophyte *Posidonia oceanica*) est globalement satisfaisante, néanmoins la qualité des moules requiert une attention particulière ; et finalement, les sites pilotes sont encore non affectés par les biotoxines (MPRH, 2010).

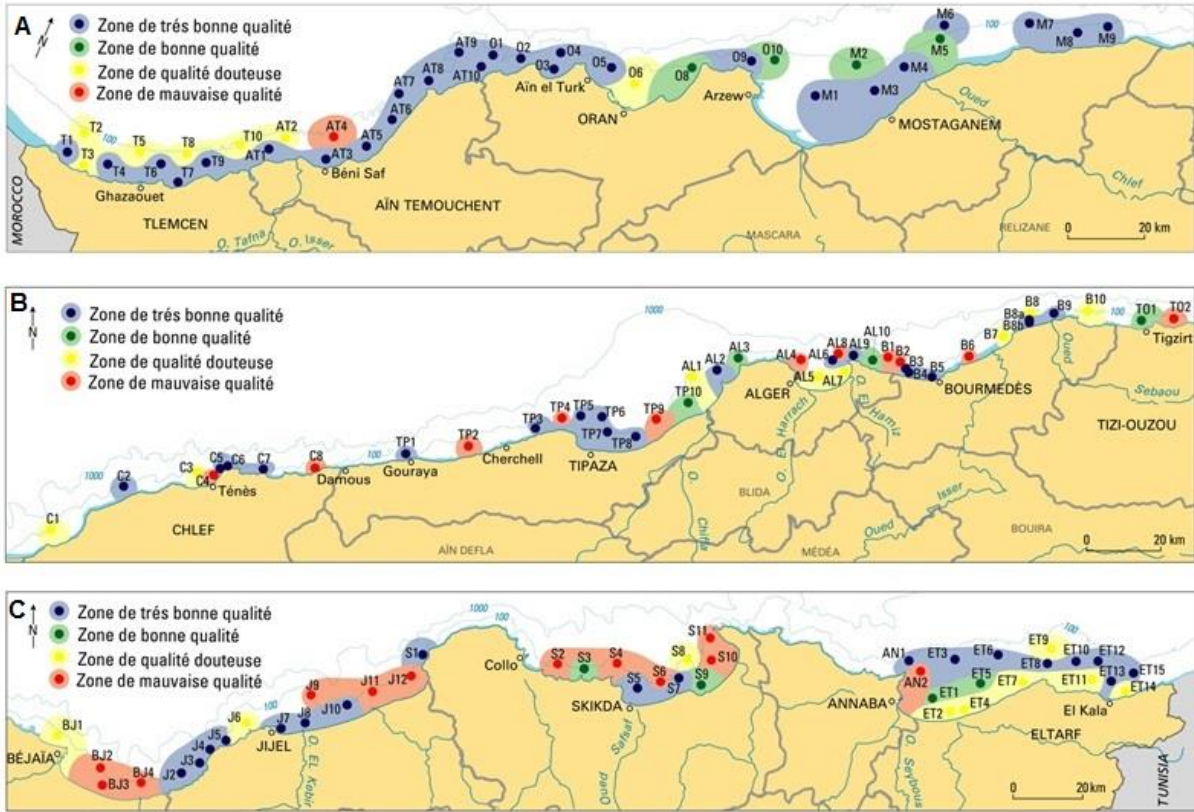


Figure 12 : Classification de la salubrité du milieu marin de la côte algérienne, (A) : Secteur Ouest ; (B) : Secteur Centre et (C) : Secteur Est (MPRH, 2010)

[STRATEGIE D'ETUDE ET PROTOCOLES D'ANALYSE]

III. STRATEGIE D'ETUDE ET PROTOCOLES D'ANALYSE

III.1 Zone d'étude

Le prélèvement de la moule *M. galloprovincialis* pour le biomonitoring passif, a été effectué au niveau de trois (03) sites durant le mois d'avril. Le site (S1) est dans la région Ouest "Kristel, Oran", le site (S2) est localisé au niveau de la région Centre "Sercouf, Alger" et le site (S3) est dans la région Est "Collo, Skikda" (Fig. 13 ; Tab. 3).

L'implantation des moules (avril – août), pour le biomonitoring actif, a été effectuée au niveau du site S2 "Sercouf, Alger".

Le suivi saisonnier, de la bioaccumulation métallique chez l'oursin *Paracentrotus lividus*, est effectué durant une année, au niveau de trois (03) sites (Fig. 13 ; Tab. 3). (S4) : "Sidi Mejdoub, Mostaganem" ; (S5) : "Willis, Mostaganem" dans la région Ouest ; (S6) : "Bateau cassé, Alger" dans la région Centre.

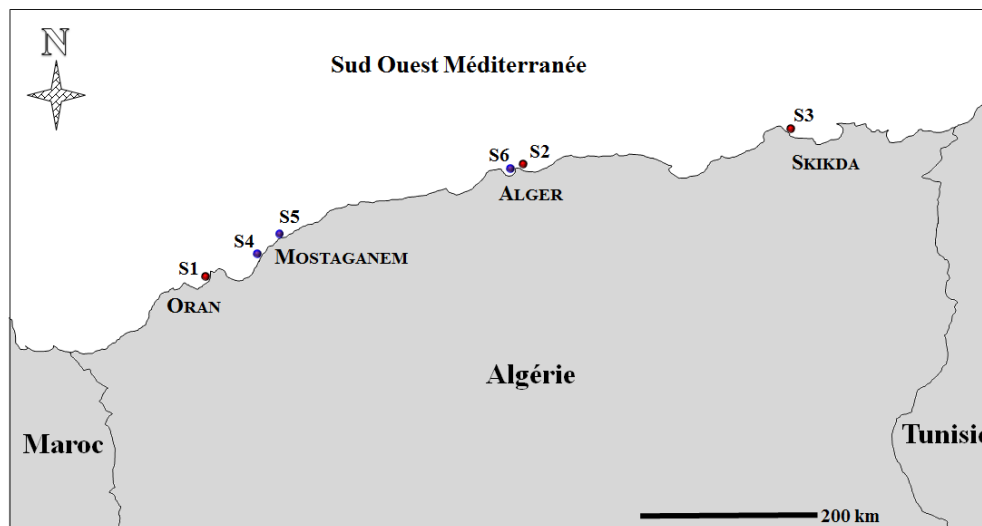


Figure 13 : Localisation géographique des sites de prélèvement. (S1): Kristel, Oran; (S2): Sercouf, Alger; (S3): Collo, Skikda; (S4): Sidi Mejdoub, Mostaganem; (S5): Willis, Mostaganem; (S6): Bateau cassé, Alger

● : Site de prélèvement des moules ● : Site de prélèvement d'oursin

Tableau 3 : Positionnement géographique des stations de prélèvement de *M. galloprovincialis* (S1, S2, S3) et de *Paracentrotus lividus* (S4, S5, S6).

Site	Latitude	Longitude
S1 : Kristel, "Oran"	35,812550° N	0,499917° W
S2 : Sercouf, "Alger"	36,794371° N	3,316147° E
S3 : Collo, "Skikda"	36,998665° N	6,573177° E
S4 : Sidi Mejdoub, "Mostaganem"	35,967199° N	0,090735° E
S5 : Plage Abd ElMalek Ramdane, ex. Willis "Mostaganem"	36,127708° N	0,263194° E
S6 : Bateau Cassé, "Alger"	36,767100° N	3,218584° E

III.2 Stratégie de prélèvement et d'échantillonnage

III.2.1 Biotope

III.2.1.1 Mesure *in situ*

Afin de caractériser les masses d'eau lors du prélèvement, durant l'implantation et pendant la récupération des échantillons, des mesures *in situ* concernant : la température (T °C), la salinité (S psu), l'oxygène dissous (OD mg/l) et le pH de l'eau de mer sont pris en considération, en utilisant un multiparamètre HORIBA ®, Model U-52G, calibré par sa solution standard (100-4, standard solution).

III.2.1.2 Prélèvement de l'eau de mer et des sédiments

Le prélèvement de l'eau de mer destiné à l'analyse des MES, des MOP et des Sels nutritifs, est effectué à l'aide des flacons ombrés d'un litre. Les échantillons sont conservés à basse température dans une glacière, en attendant leur conservation au laboratoire pour l'analyse (Aminot et Kérouel, 2004).

Le prélèvement concerne la couche sédimentaire superficielle, généralement les premiers centimètres (Claisse, 2007).

III.2.2 Biote

III.2.2.1 La moule *Mytilus galloprovincialis*

III.2.2.1.1 Prélèvement et implantations

La méthode de prélèvement des moules choisie dans notre étude est effectuée conformément aux recommandations et techniques préconisées dans la littérature (Perez *et al.*, 2000; Chiffolleau *et al.*, 2003; Casas, 2005; Claisse, 2007; Rouane-Hacene *et al.*, 2015).

Un prélèvement d'un lot de plus de six (06) kg de *M. galloprovincialis* est effectué au niveau de trois (03) Sites : S1, S2 et S3 (Fig. 13 ; Tab. 3), les individus constituant chaque lot ont une taille de coquille comprise entre 35 et 55 mm. Dans les côtes méditerranéennes françaises, cette taille correspondant à des jeunes adultes (Claisse, 2007).

Après l'élimination des individus morts, l'extérieur des moules est rincé par l'eau de mer sur le lieu de prélèvement. Chaque lot est subdivisé en deux parties d'un poids de trois (03) kg pour chaque lot. La première tranche de trois (03) kg est traitée pour les analyses.

La deuxième partie du lot (l'autre 03 kg) a subi une implantation au niveau d'un site tampon (S2) "Sercouf, Alger" dans la région centre du littoral algérien (Fig. 6). Après la récupération, cette partie a subi les mêmes traitements et analyses que la première. L'implantation des moules a été effectuée selon le protocole proposé par Andral (2002), voir Annexe 1. L'implantation doit être réalisée pendant la période de repos sexuel qui débute au début avril et se termine fin août. La durée d'implantation pour atteindre un pseudo équilibre avec le milieu est d'environ 3 mois (mai – Juillet). L'implantation des lots est réalisée pendant la deuxième quinzaine d'avril (les lots ont été remis en stabulation quinze jours avant la mise en œuvre sur le site d'implantation pour permettre aux moules d'éviter un stress supplémentaire lors des différentes manipulations occasionnées par les opérations de pose) et la récupération au cours de la première quinzaine d'août. Les échantillons sont maintenus à une profondeur de six mètres en dessous de la surface de la mer (Andral, 2002). Pendant le transport vers le laboratoire, les moules ont été stockées dans des glacières réfrigérées. D'après BOUDERBALA Mohammed (*communication personnelle*), les moules transportés subissent un stress thermique. Dans cette étude, on ne prend pas en considération le facteur (taux de mortalité), et les individus morts sont éliminés par défaut sans les compter.

III.2.2.1.2 Echantillonnage

Un échantillon de trente (30) individus de *M. galloprovincialis* a été utilisé pour le dosage des métaux traces. Le reste des individus ont été utilisés pour le dosage des radionucléides (^{137}C , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{214}Bi , ^{214}Pb et ^{210}Pb).

Epuration au laboratoire : Afin d'éliminer les fèces et pseudo-fèces, les individus destinés à l'analyse des métaux traces sont placés pendant environ 24 heures dans l'eau de mer provenant de la région de prélèvement et préalablement décantée. La couche d'eau recouvrant les moules doit être d'au moins 10 cm. Les individus doivent être isolés du fond du récipient utilisé par une grille ou un portoir non métalliques (Claisse, 2007).

Le décoquillage doit se faire avec un scalpel en acier inoxydable propre. La chair est mise à égoutter sur un entonnoir de Buchner en porcelaine protégé par une feuille d'aluminium calcinée pendant 30 min afin d'éliminer l'écoulement cytoplasmique. La chair égouttée doit être placée dans des piluliers et qui ne doivent être remplis qu'au 3/4 et fermés par une feuille d'aluminium calcinée avant la pose du bouchon (Andral, 2002).

III.2.2.1.3 Mesures morphométriques

Le contrôle de qualité dans les programmes de surveillance, nécessite la vérification de la qualité des individus inclus dans l'étude à travers des mesures morphométriques. À l'aide d'un pied à coulisse à précision de 1/10 mm près, les paramètres morphométriques pris en considération sont la longueur, la hauteur et l'épaisseur de la coquille :

- ✓ *La longueur de la coquille (L)* : mesure maximale de l'axe antéropostérieur ;
- ✓ *La hauteur de la coquille (H)* : mesure maximale de l'axe dorsoventral ;
- ✓ *L'épaisseur de la coquille (E)* : mesure maximale de l'axe latéral.

Les valeurs obtenues par lecture directe avec un pied à coulisse, sont sujettes à l'erreur, ainsi ces variables sont aléatoires. Dans ce cas, le modèle de régression qu'on a utilisé est celui de l'axe principal réduit (Scherrer, 1984). Pour cela, nous avons calculé la droite de régression par la méthode qui est la plus fréquemment utilisée, celle des moindres carrés qui nous a permis d'estimer la corrélation entre ces paramètres au moyen du modèle puissance.

↪ Relation entre la longueur (**L**) et la hauteur (**H**) de la coquille : $H = a \cdot L^b$

↪ Relation entre la longueur (**L**) et l'épaisseur (**E**) de la coquille : $E = a \cdot L^b$

↪ Relation entre la hauteur (**H**) et l'épaisseur (**E**) de la coquille : $E = a \cdot H^b$

Avec **a** et **b** : paramètres d'équation.

Le calcul du *facteur de taille* de la coquille (**FTC**) suit la formule suivante (Soto *et al.*, 2000) :

$$FTC [cm^3] = Longue\text{ur} \times Large\text{ur} \times Epais\text{seur de la coquille}$$

III.2.2.1.4 Indice physiologique : Indice de condition

Dans le but de calculer l'indice physiologique (indice de condition : IC) des moules, il convient de réserver les coquilles des individus entrant effectivement dans l'échantillon. Ces coquilles sont débarrassées des épibiontes (tels que les balanes) et rincées rapidement à l'eau du robinet. Elles sont ensuite séchées à 110 °C / 2h et pesées ensemble après refroidissement. La chair correspondante doit également être pesée (Claisse, 2007).

Selon (Andral *et al.*, 2004, 2011; Galgani *et al.*, 2014), l'indice de condition est le rapport entre le poids sec de la chaire (g) et le poids sec des coquilles (g).

Cet indice présente l'avantage (i) d'être un indice qui englobe plusieurs facteurs physiologiques (nutrition, reproduction), et (ii) de faire abstraction des variations dues aux teneurs en eau (Andral *et al.*, 2004, 2011; Kantin et Pergent-Martini, 2007; Galgani *et al.*, 2014). C'est celui qui est le moins soumis aux aléas de perte d'eau intervalvaire (Besse et Mazurie, 2003).

III.2.2.2 L'oursin *Paracentrotus lividus*

III.2.2.2.1 Prélèvement et traitement

Au niveau des sites 4, 5 et 6 (Fig. 13 ; Tab. 3), une quinzaine d'individus d'oursin *Paracentrotus lividus* ont été collectés et mis dans des boîtes en plastique. Ceci a été réalisé durant chaque saison : décembre 2013 (Automne), février (Hiver), mai (Printemps) et août 2014 (Été).

III.2.2.2.2 Paramètres morphométriques

Des mesures biométriques ont été réalisées, à la précision de 1/10 mm près à l'aide d'un pied à coulisse, pour déterminer :

- ↪ Le diamètre du test sans les piquants (D) ;
- ↪ La hauteur du test sans les piquants (H).

La relation allométrique a été étudiée afin de caractériser, d'un point de vue morphométrique, l'ensemble de la population de *P. lividus* étudiée.

Les paramètres morphométriques dont le diamètre (sans et avec les piquants en cm) et la hauteur du test (sans et avec les piquants en cm) sont corrélés au moyen du modèle puissance :

$$D = a \times H^b$$

Où (a) et (b) sont les paramètres de l'équation.

Pour chaque équation trouvée, la valeur observée de la pente (b) est comparée à la valeur théorique qui est égale à 1 lorsqu'il s'agit d'une allométrie simple, puisque les variables sont de même dimensions « la hauteur » et « le diamètre ».

L'interprétation des valeurs de la pente (b) a été envisagée dans le tableau 04.

Tableau 4 : Interprétation des valeurs de la pente (b) entre le diamètre D et la hauteur H du test de *P. lividus*

La pente (b)	Model de croissance	Signification
b < 1	Minorant	La croissance de la proportion du corps considérée croît proportionnellement moins vite que celle de l'organe de référence.
b = 1	Isométrique	Les deux variances croissent proportionnellement au même rythme.
b > 1	Majorant	La croissance de proportion du corps considérée croît proportionnellement plus vite que la variable de référence.

III.2.2.2.3 Sex-ratio

Le sex-ratio est un indice représentant l'abondance d'un sexe par rapport à l'autre dans une population d'une espèce donnée (Kartas et Quignard, 1984).

Le suivi de cet indice est l'un des paramètres qui contribuent au maintien dans une certaine limite, de la capacité reproductrice de l'espèce, et s'exprime sous différentes formes :

- ✓ Pourcentage de femelle ou taux de féminité :

$$\text{Taux de féminité (\%)} = \frac{\text{Effectif des femelles}}{\text{Effectif total}} \times 100$$

- ✓ Pourcentage de mâle ou taux de masculinité

$$\text{Taux de masculinité (\%)} = \frac{\text{Effectif des mâles}}{\text{Effectif total}} \times 100$$

- ✓ L'intervalle de confiance au risque de 5 % (Schwartz, 1996)

$$IC (5 \%) = \pm 1,96 \sqrt{\frac{P \times Q}{N}}$$

P : pourcentage des femelles dans la population étudiée ;

Q : pourcentage des mâles ;

N : nombre total des mâles et des femelles.

III.2.2.2.4 Indice physiologique : Indice gonadique

Après la dissection des oursins, les gonades sont récupérées délicatement et placées dans des piluliers préalablement tarés.

Dans le présent travail, nous calculons l'indice gonadique comme le rapport entre le poids sec des gonades et le diamètre au cube de l'oursin (San Martin, 1995).

III.3 Protocoles d'Analyses

III.3.1 Détermination de la matière en suspension (MES) et la matière organique particulaire (MOP) dans l'eau de mer

La teneur en matière en suspension dans la masse d'eau "MES" (mg/l), est déterminée par la mesure directe de la masse de matières solides par filtration et pesée. La filtration d'un volume d'eau de mer à travers un filtre WHATMAN GF/C (porosité de 0,45 µm), avec une dépression maximale de 0,7 bar (Aminot et Kérouel, 2004; Rodier, 2009).

Le filtre lavé est séché et pesé avant (P_1) et après filtration (P_2). La différence de poids entre les deux pesées permet de connaître la masse sèche totale des MES en mg dans un volume (V) d'eau filtré correspondant en litre (Aminot et Chaussepied, 1983).

$$[MES](mg.l^{-1}) = \frac{(P_2 - P_1)}{V}$$

Une mesure directe de la MOP par pesée (P_3) peut se faire après passage des filtres des MES au four à moufle (450-500 °C) pendant 2h. La perte au four ou perte à la calcination est alors assimilée à la charge organique (Aminot et Kérouel, 2004).

$$[MOP](mg.l^{-1}) = \frac{(P_2 - P_3)}{V}$$

III.3.2 Détermination du taux d'humidité (%) et la matière organique dans le sédiment

Dans un creuset en porcelaine avec un poids initial P (g), une masse P_1 (g) de sédiment est déposée dans le creuset et séchée dans une étuve à 105 °C. Laisser le creuset à l'étuve jusqu'à l'obtention d'une masse constante P_2 (g). Le pourcentage d'humidité est obtenu à partir de la relation suivante (Rodier, 2009) :

$$\text{Humidité (\%)} = \frac{(P_1 - P_2)}{(P_1 - P)} \times 100$$

Placer ensuite le creuset en porcelaine dans un four, monter la température jusqu'à 525 °C / 4h. Peser après refroidissement du creuset au dessiccateur P_3 (g). Recommencer jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Le calcul de la matière organique dans le sédiment à partir de la relation suivante (Rodier, 2009) :

$$MOS (mg.g^{-1}) = \frac{(P_2 - P_3)}{(P_2 - P)} \times 100$$

III.3.3 Dosage des sels nutritifs

III.3.3.1 Principe de mesure

Le principe de détermination des sels nutritifs est basé sur la formation de complexes spécifiques colorés dont l'absorption de l'énergie lumineuse à une certaine longueur d'onde (λ) est directement proportionnelle à la concentration du sel nutritif à doser. La quantité de lumière absorbée par la solution, appelée densité optique (D.O) ou absorbance (Abs), obéit à la loi de BEER-LAMBERT.

$$D.O = Abs = \log\left(\frac{I_0}{I}\right) = \lambda \times L \times C$$

D.O et **Abs** : respectivement la densité optique et Absorbance de la solution ;

I₀ et **I** : respectivement l'intensité lumineuse incidente et émergente du milieu absorbant ;

λ : coefficient d'extinction molaire (en fonction de la température et la longueur d'onde) ;

L : longueur du milieu traversé exprimé en cm ;

C : concentration molaire de la solution absorbante.

III.3.3.2 Mode opératoire

L'analyse a été réalisée par la méthode de colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée SKALAR (Auto-Analyzer SAN PLUS) selon le protocole décrit par le fabricant SKALAR, (1998), au niveau du laboratoire de recherche "Écosystèmes Marins et Littoraux", ENSSMAL.

Schématiquement, cet analyseur automatique est composé de 3 éléments : un échantillonneur qui permet d'aspirer les échantillons ; une cassette où se déroulent le développement des complexes colorés et le spectrophotomètre proprement dit.

Un système de pompe qui crée un flux continu entre les différents éléments de la chaîne, flux qui entraîne automatiquement l'échantillon au système pour l'analyse.

III.3.4 Dosage des paramètres biochimiques dans la chaire de la moule

Le dosage des paramètres biochimiques est effectué au niveau du laboratoire de recherche "Écosystèmes Marins et Littoraux", ENSSMAL.

III.3.4.1 Dosage des lipides

Le dosage des lipides est réalisé selon la méthode de Folch *et al.* (1957) modifié par Christie (1989).

Un (01) g de la poudre de la chaire des moules (*Mytilus galloprovincialis*) est homogénéisée avec 10 ml de méthanol pendant 1 min dans un mélangeur, puis 20 ml de chloroforme sont ajoutés et le mélange est soumis à une agitation pendant 2 min.

Le mélange est filtré, puis le solide restant est remis en suspension dans environ 30 ml du mélange chloroforme-méthanol (2/1) : (v/v), on procède à une autre homogénéisation pendant trois (03) min. L'extrait est à nouveau filtré et lavé avec du solvant frais.

Les filtrats réunis sont transférés dans une éprouvette, on y ajoute ensuite KCl 0,88 % à raison de (1/4) : (p/v) du volume total des filtrats afin d'obtenir deux (02) phases.

La phase aqueuse (supérieure) est éliminée par aspiration. La phase organique est lavée avec un mélange méthanol- solution saline (1/1) : (v/v) à raison de 1/4 du volume de la phase organique. La procédure de lavage est répétée deux (02) fois.

La phase organique contenant les lipides a été aspirée et filtrée dans une quantité de sulfate de sodium avant que le solvant ne soit éliminé dans un évaporateur rotatif à 68 °C.

Les lipides sont stockés dans un petit volume de chloroforme à - 20 °C, jusqu'à ce qu'ils puissent être analysés. Le calcul de rendement s'effectue selon la formule suivante :

$$R = \frac{\text{masse des lipides}}{\text{masse de la poudre}} \times 100$$

III.3.4.2 Dosage des glucides

La chaire de la moule *M. galloprovincialis* est dosée selon le protocole de Dubois *et al.* (1956). Les glucides donnent une couleur orangée lorsqu'ils sont traités avec du phénol et par l'acide sulfurique concentré. La réaction est sensible et la coloration est stable.

Les glucides totaux sont ainsi dosés par spectrophotométrie à 485 nm. Une courbe d'étalonnage est effectuée à partir d'une solution de glucose.

Préparer une solution à 0,2 % (m/v) de la poudre de la chaire dans l'eau distillée.

Deux (02) ml de la solution à doser sont mis dans un tube à essai avec 1 ml de phénol (à 5 % dans l'eau distillé).

Cinq (05) ml de l'acide sulfurique (H_2SO_4) sont ajoutés rapidement sans les faire couler le long des parois de tube à essai et le mélange est agité immédiatement. Une coloration jaune se développe, stable durant plusieurs heures.

Les tubes sont placés au bain Marie à 30 °C / 20 min puis refroidis sous l'eau à 20 °C.

L'absorbance est mesurée à 485 nm. Les teneurs sont déterminées en référence à une gamme étalon de glucose.

III.3.4.2.1 La courbe d'étalonnage des glucides

Introduire 87,5 mg du glucose dans 500 ml d'eau distillée, préparer la solution de phénol à 5 %.

Cinq (05) tubes à essais sont remplis de la solution glucose (0 ml ; 2,5 ml ; 5,0 ml ; 7,5 ml ; 10,0 ml) puis compléter avec de l'eau distillée jusqu'à 10 ml.

Ajouter 1 ml de la solution phénol + 5 ml de H_2SO_4 (Fig. 14). Les tubes sont placés au bain Marie à 30 °C pendant 20 min, puis ils sont refroidis sous l'eau de robinet à 20 °C.

L'absorbance est mesurée à 485 nm puis on trace la courbe d'étalonnage.

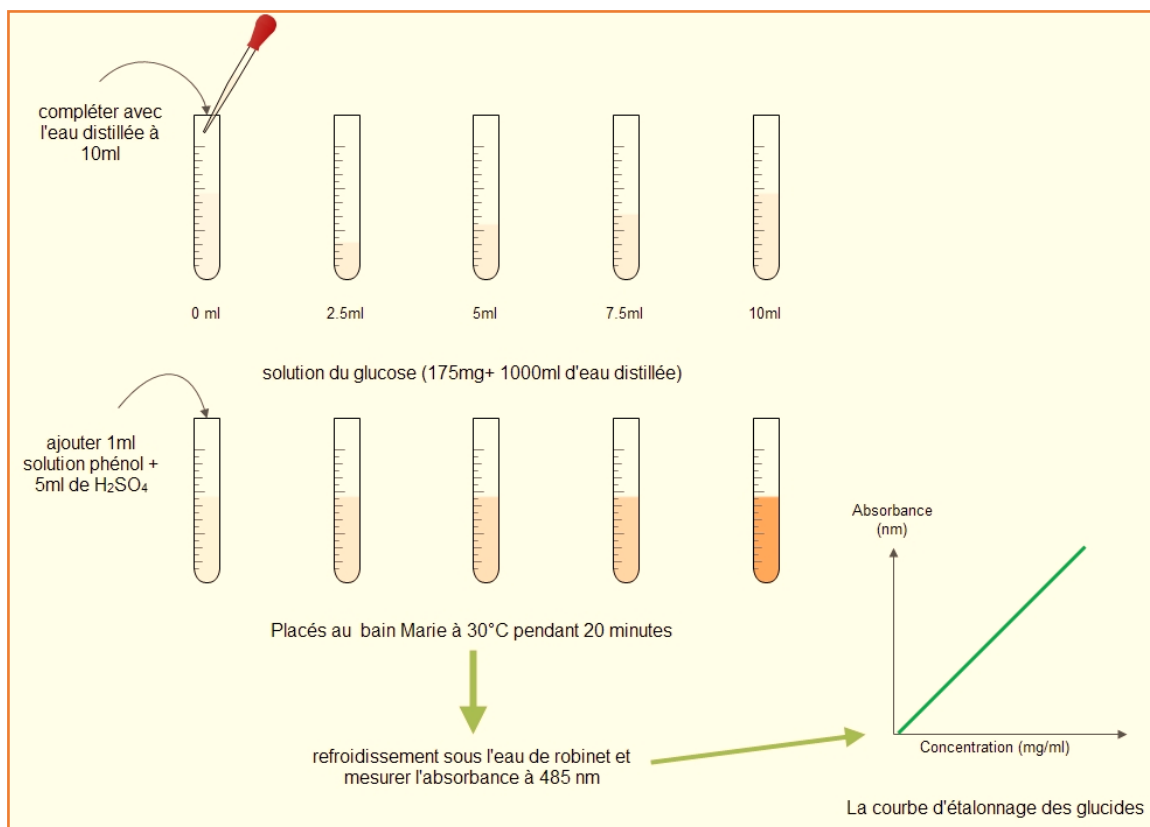


Figure 14 : Méthode de traçage de la courbe d'étalonnage des glucides

III.3.4.3 Dosage des protéines

La méthode préconisée est celle décrite par Lowry *et al.* (1951), un sel de cuivre en milieu alcalin forme un complexe coloré avec les peptides. L'addition du réactif de folin-Ciocalteu (acide phosphotungstique et molybdique) produit une coloration bleu foncé due à la fois à la réaction du cuivre sur les liaisons peptidiques et à la réduction de l'acide phosphotungstomolybdique par la tyrosine, le tryptophane et la cystéine (Fig. 15).

III.3.4.3.1 Réactifs

Réactif A : dissoudre 0,5 g de $(\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O})$ et 1 g de citrate de sodium dans 100 ml d'eau. Cette solution est stable indéfiniment (ce n'est pas le cas du mélange sulfate de cuivre et tartrate de la méthode originelle).

Réactif B : dissoudre 20 g de Na_2CO_3 et 4 g de NaOH dans 1 L d'eau.

Réactif C : ajouter 1 ml de réactif A à 50 ml de réactif B.

Réactif D : diluer 1 volume de réactif de Folin-Ciocalteu par 1 volume d'eau.

III.3.4.3.2 Protocole expérimentale

Dissoudre 1 mg de la poudre de la chaire des moules, dans 1 ml d'eau distillée, filtrer puis prélever 0,5 ml de la solution à doser (contenant au maximum 0,5 mg de protéines). Ajouter 2,5 ml de réactif C, mélanger et laisser 10 min, puis 0,25 ml de réactif D est ajouté. Bien mélanger. Laisser la coloration se développer pendant 20 à 30 min à l'obscurité.

Lire l'absorbance à 685 nm.

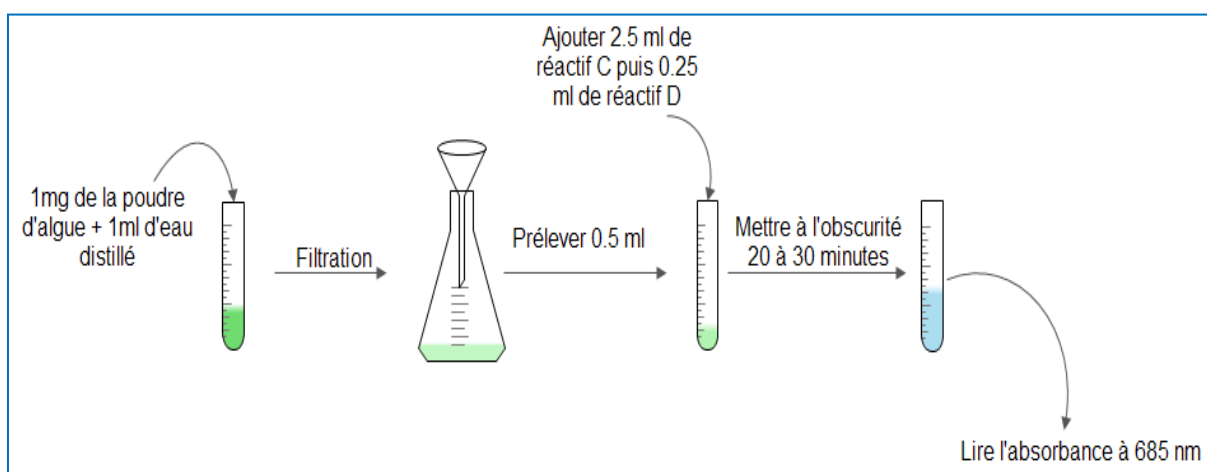


Figure 15 : Procès de dosage des protéines dans le biote

La concentration des protéines (**C_p**) en mg/l est calculée selon l'équation suivante :

$$C_p = \frac{DO_{685\text{ nm}}}{0,23} \text{ (mg.l}^{-1}\text{)}$$

L'équation a été déterminée selon la courbe d'étalonnage.

III.3.5 Dosage des métaux traces

III.3.5.1 Principe de mesure

La spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) est une méthode analytique permettant de déterminer la concentration d'une substance par l'absorption d'une radiation spécifique à l'élément chimique contenu dans l'échantillon.

Le dosage des métaux traces s'est effectué au niveau du Laboratoire National du Contrôle et d'Analyse des Produits de la Pêche et de l'Aquaculture, et la salubrité des milieux "LNCAPPASM" (Ain Benian, Alger).

En effet, lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de photons, de fréquence F bien définie et propre à cet élément qui, dispersé dans un générateur d'atomes possède également la propriété d'absorber tout rayonnement de même fréquence F. Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré suivant la loi de BEER-LAMBERT.

Le système de SAA (Fig. 16) constitué d'un générateur de photons, destiné à fournir un flux de photons d'intensité constante dans le temps et de fréquence bien définie correspondant à l'élément à doser. À savoir, des lampes à cathode creuse constituée du métal (ou des métaux) à doser qui est volatilisé et excité par décharge cathodique dans une atmosphère gazeuse (néon ou argon) à très basse pression ; d'un générateur d'atomes ; d'un monochromateur à double faisceau, destiné à la sélection de la longueur d'onde et dont l'un des faisceaux atteint directement le récepteur sans traverser la flamme, permet d'éliminer les fluctuations de la source ; et d'un récepteur constitué par un photomultiplicateur, associé à un amplificateur linéaire et logarithmique.

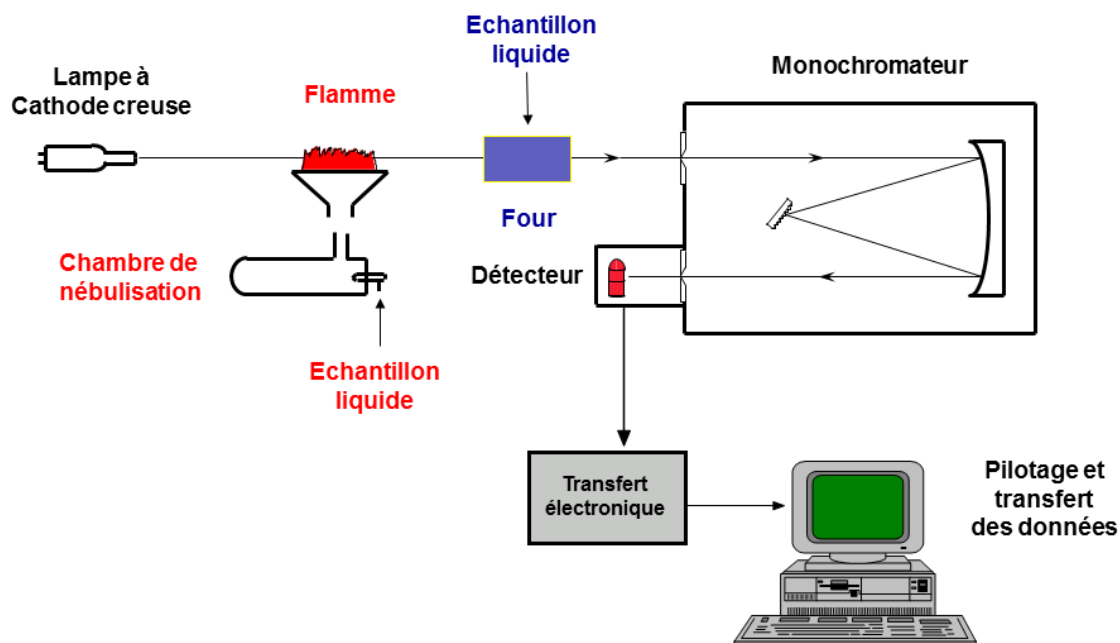


Figure 16 : Système d'analyse des métaux trace par Spectrophotométrie d'absorption atomique, (rouge : flamme) ou (bleu : Four graphite) (Thermo Fisher)

III.3.5.2 Protocole de dosage des métaux traces

III.3.5.2.1 Lyophilisation

La lyophilisation est une technique permettant la déshydratation de l'échantillon (Sédiment, Filtre et Biote) congelé par sublimation à basse température (-55°C) et sous vide (0,1 bar) pendant 48 h. La lyophilisation est préférable à la déshydratation à l'étuve car cette dernière entraîne une perte des métaux traces les plus volatiles, en particulier le Hg (Perez *et al.*, 2000).

III.3.5.2.2 Broyage et homogénéisation

Les échantillons lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine. Le sédiment est constitué de particules diverses, l'affinité avec les métaux traces est en fonction de la taille et de la nature de la particule sédimentaire, ainsi dans le but d'uniformiser la répartition des particules sédimentaires au sein de l'échantillon le lyophilisat est récupéré et homogénéisé pendant 48 h.

III.3.5.2.3 Digestion

Les métaux complexés contenus dans les tissus des organismes marins n'étant pas détectables, la minéralisation (la digestion) est une étape nécessaire et préalable au dosage de ces métaux traces dans les lyophilisats de tissus biologiques.

Cette étape consiste en une attaque acide à chaud qui détruit la matière organique et met les différents éléments dans leur état ionique le plus oxydé. L'acide employé est l'acide nitrique concentré (HNO_3) (Perez *et al.*, 2000). Pour le sédiment et la matière en suspension, l'utilisation de l'acide fluorhydrique (HF) est essentielle parce que c'est le seul acide qui dissout complètement les treillis de silicate par la réaction du Fluor (F) avec le Silicium (Si) pour former le Silicate de fluor (SiF_4) volatil (Loring et Rantala, 1992; IAEA, 2011), pour libérer tous les métaux (IAEA, 2011). La nature corrosive de HF est diminuée lorsqu'il est complexé avec l'acide borique (H_3BO_3) (UNEP/IOC/AIEA, 1995). L'excès d'acide hydrofluorique est neutralisé par l'acide borique (IAEA, 2011).

III.3.5.2.4 Procédure de la digestion de sédiment et les MES

1. Agitez le flacon d'échantillon pendant 2 min, pour l'homogénéisation ;
2. Attendez quelques minutes avant l'ouverture du flacon d'échantillon ;
3. Pesez précisément environ 0,2 à 0,5 g d'échantillon sec dans le réacteur de Téflon étiqueté ;
4. Ajoutez doucement 5 ml d'acide nitrique concentré (HNO_3 65 %) et 2 ml d'acide fluorhydrique concentré (HF 40 %). Si les échantillons sont fortement réactifs, les laisser à température ambiante pendant au moins une (01) h ;
5. Fermez les godets selon la recommandation du fabricant et mettez-les dans le four à micro-ondes ;
6. Configurez le programme de microonde selon le programme proposé par le fabricant ;
7. Peser 0,8 g d'acide borique dans le tube gradué en polypropylène de 50 ml, ajoutez ensuite environ 15 à 20 ml d'eau Milli-Q (à raison d'un ratio de 0,4 g d'acide Borique /1 ml de HF utilisé) et agiter ;
8. Laisser les échantillons refroidir à la température ambiante, laisser la pression diminuer en ouvrant soigneusement la valve, et ouvrez ensuite le réacteur ;
9. Transférer l'échantillon dans le tube gradué en polypropylène de 50 ml, contenant déjà l'acide borique. Rincez le réacteur de Téflon avec l'eau Milli-Q (3 fois) ;

10. Agiter le tube dans le bain ultrason à (60 °C) pour au moins 30 min, jusqu'à ce que tout l'acide borique soit dissous ;
11. Laisser l'échantillon refroidir à température ambiante, puis ajuster à 50 ml (volume final) avec l'eau Milli-Q.

III.3.5.2.5 Procédure de la digestion du biote

1. Agitez le flacon d'échantillon pendant 2 min, pour l'homogénéisation ;
2. Attendez quelques minutes avant l'ouverture du flacon d'échantillon ;
3. Pesez précisément environ 0,5 g d'échantillon sec dans le réacteur de Téflon étiqueté ;
4. Ajoutez doucement 5 ml d'acide nitrique concentré (HNO₃, 65%) ;
5. Fermez les godets selon la recommandation du fabricant et mettez-les dans le four à micro-ondes ;
6. Configurez le programme de microonde selon le programme proposé par le fabricant (TOPEX®. Microwave Digestion System) ;
7. Laisser les échantillons refroidir à la température ambiante, laisser la pression diminuer en ouvrant soigneusement la valve, et ouvrez ensuite le réacteur ;
8. Transférer l'échantillon dans le tube gradué en polypropylène de 50 ml ;
9. Rincez le réacteur de Téflon avec l'eau Milli-Q (3 fois) ;
10. Laisser l'échantillon refroidir à température ambiante, puis ajuster à 50 ml (volume final) avec l'eau Milli-Q.

III.3.5.2.6 Assurance qualité

Des blancs de réactifs doivent être préparés pour chaque série d'analyse. Ils sont préparés de la même manière que les échantillons, excepté qu'aucun échantillon n'est ajouté dans les flacons de digestion.

Pour chaque échantillon, un triplicata de mesure est effectué.

Echantillons d'inter-calibration : échantillon standard de sédiment (IAEA-433) et (AIEA-MEL-2018-01-ILC) et échantillon standard de biote certifié (PT-IAEA-2013) voir annexe 2, sont insérés avec chaque série de 10 échantillons. Ces échantillons de référence subissent le même traitement que des échantillons.

Le dosage des métaux traces dans les échantillons d'intercalibration, nous permettant, ainsi de définir les coefficients de variation pour chacun des métaux recherchés et de contrôler la justesse et la précision du protocole analytique.

La différence entre la valeur mesurée ($V^{mes.}$) et la valeur référence ($V^{ref.}$) est calculée et le Δ est défini comme suit :

$$\Delta (\%) = \frac{V^{mes.} - V^{ref.}}{V^{ref.}} \times 100$$

Si $\Delta \% < 10$ aucune correction n'est apportée.

Si non, la correction est obligatoire ($V^{corr.}$: Valeur corrigée) et s'effectue de la manière suivante :

$$V^{corr.} = \frac{V^{mes.}}{1 + \frac{\Delta}{100}}$$

III.3.6 Dosage des radionucléides par spectrométrie gamma (γ)

La mesure de la radioactivité consiste en l'évaluation des énergies et le nombre de rayonnements émis par un échantillon. Cette évaluation permet d'identifier et de quantifier les radionucléides émetteurs de rayonnement alpha, bêta ou gamma, présents dans l'échantillon.

La mesure de la radioactivité naturelle et artificielle présente dans les échantillons de l'environnement est souvent effectuée par comptage direct par spectrométrie gamma sans avoir recours à des séparations radiochimiques. La spectrométrie gamma est une méthode relativement simple qui permet, après une seule mesure et avec un minimum de préparation de l'échantillon, de détecter plusieurs radionucléides émetteurs de rayonnement gamma dans une variété d'échantillons donnés (minéral, organique).

La spectrométrie gamma présente certains inconvénients tels que l'influence de la géométrie de comptage sur l'efficacité de détection et la contribution aux faibles énergies du bruit de fond dû à la radioactivité ambiante. Par conséquent, la préparation et l'utilisation d'échantillons standards, ayant les mêmes conditions que l'échantillon à analyser, est indispensable pour une quantification fiable des radionucléides émetteurs gamma.

Les échantillons sont transférés au laboratoire d'environnement du Centre de Recherche Nucléaire d'Alger "CRNA", afin de les analyser par la spectrométrie gamma.

III.3.6.1 Principe de mesure

Le système de comptage est constitué de plusieurs compartiments (Fig. 17).

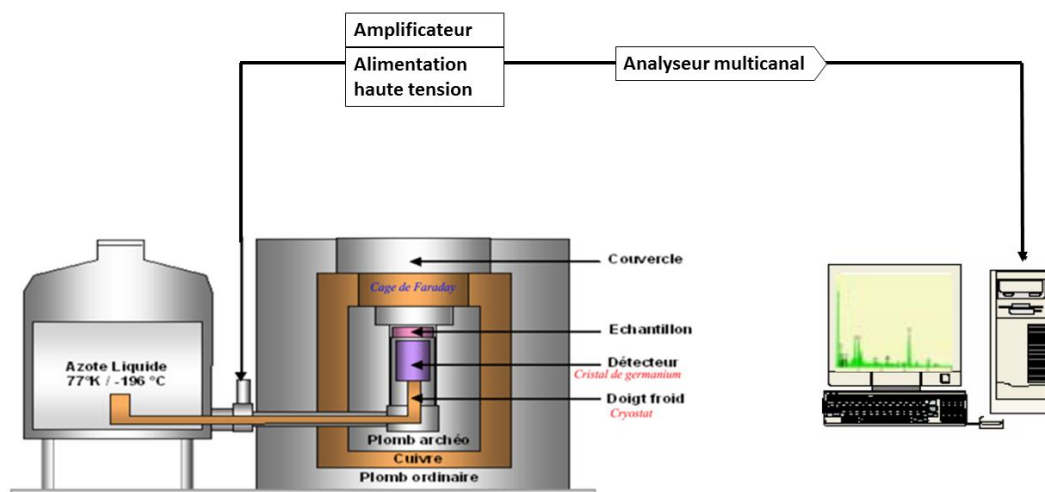


Figure 17 : Schéma constitutif de la chaîne de spectrométrie gamma

III.3.6.1.1 L'alimentation haute tension (HT)

Elle permet la polarisation en inverse de semi-conducteur (augmentation de la zone de déplétion).

III.3.6.1.2 Azote liquide et Cryostat (Doigt froid)

L'azote liquide est stocké dans un Dewar à une température de $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$, il est connecté avec le détecteur à travers le cryostat (Fig. 17). L'azote liquide est utilisé pour maintenir le détecteur (cristal de germanium) à une température très basse. Le refroidissement du détecteur permet de réduire l'agitation thermique des porteurs de charges, pour réduire le courant de fuite qui influence la résolution en énergie du détecteur (bruit de fond).

III.3.6.1.3 L'électronique d'acquisition

L'ensemble de détection permet de mesurer un signal issu de l'interaction des rayonnements ionisants avec le cristal de germanium, de l'amplifier et de le mettre en forme en vue d'une analyse antérieure. L'électronique d'acquisition consiste à classer en fonction de leur énergie les photons qui interagissent avec le milieu détecteur.

La chaîne de mesure en aval de détecteur comporte généralement quatre étages, alimentés en basse tension continue (± 6 , ± 12 , $\pm 24\text{ V}$) et associés.

III.3.6.1.4 Structure en plomb et structure en cuivre

La structure en plomb permet d'atténuer le bruit extérieur (rayonnement cosmique). De plus, la structure en cuivre (cage de faraday) permet de baisser la température du cristal et donc son agitation thermique ce qui limite le bruit et stabilise le cristal.

III.3.6.1.5 Le détecteur semi-conducteur

Les détecteurs à semi-conducteur sont basés sur l'ionisation des atomes du milieu détecteur. Ils fonctionnent à basse température (77 °K), ce qui assure une insensibilité aux variations de haute tension et de température intérieure et présentent une excellente résolution en énergie. Le dépôt d'énergie des rayonnements gamma suite à leur interaction se traduit par la création de porteurs de charges (paires électron-trou) au sein du réseau cristallin. Ces charges sont ensuite mobilisées grâce à un champ électrique, produit par une alimentation haute tension continue de l'ordre de quelques milliers de volts, conduisant à la génération d'un courant (Leconte, 2006; Dziri, 2013).

Le détecteur de la chaîne utilisée est de type germanium hyper pur Ge(HP), de type coaxiale p (la densité des trous qui est augmentée), et qui est recommandé pour des mesures à moyenne et haute énergie. Ce détecteur a une efficacité relative de 30 % déterminée au 2^{ème} pic de ⁶⁰Co (de 1,8 KeV au pic 1,33 MeV de ⁶⁰Co).

III.3.6.1.6 Préamplificateur

Au moyen d'une haute tension délivrée au détecteur, une quantité de charges électriques proportionnelle à l'énergie déposée par le photon dans le cristal est recueillie. Les porteurs de charge sont collectés en utilisant un préamplificateur de charge dont les fonctions sont la conversion de la charge en tension électrique et une première amplification. Il joue également le rôle d'adaptateur d'impédance entre la sortie du détecteur et l'entrée de l'étage suivant (Gasser, 2014).

Le préamplificateur est en général placé dans le même capot que le cristal. Ce qui permet de refroidir les composants électroniques sensibles à la température et en même temps diminuer le bruit thermique.

III.3.6.1.7 Amplificateur

L'amplificateur exploite les impulsions sortant du préamplificateur. Il adapte tout d'abord l'amplitude du signal incident à une gamme de tension exploitable par l'étage suivant. Il réalise ensuite une mise en forme gaussienne, en filtrant une partie des parasites de haute fréquence. L'amplification est toujours réalisée le plus tôt possible afin de limiter le bruit généré par le module de mise en forme (Leconte, 2006).

III.3.6.1.8 Codeur analogique numérique ADC (Analog to Digital Converter)

Est utilisé pour permettre à l'étage suivant de traiter des signaux logiques plutôt qu'analogiques. Le convertisseur analogique-numérique (ADC) assure la conversion des impulsions en un signal numérique qui constituera une adresse à laquelle l'électronique d'acquisition associe un canal de l'analyseur (Dziri, 2013).

III.3.6.1.9 Analyseur multicanaux

Permet enfin de trier les impulsions en fonction de leur amplitude. Il est doté de mémoires permettant de stocker ces données dans des canaux correspondant à des intervalles de tension et de les transmettre en ligne vers un ordinateur. Les enregistrements ainsi obtenus sont des histogrammes qu'on appelle « spectres différentiels de hauteur d'impulsion » (Leconte, 2006).

L'histogramme obtenu en temps réel, dont lequel l'énergie déposée dans le cristal est reliée au numéro de canal (plus l'énergie est élevée, plus le numéro de canal est grand) et le nombre de coups dans un canal donné est proportionnel au nombre de photons ayant déposé la même énergie dans le cristal (Courtine, 2007).

L'analyseur multicanaux de la chaîne utilisée requiert un codage de 4096 canaux pour couvrir une gamme d'énergie de 0 à 2 MeV.

III.3.6.1.10 Système d'acquisition

Un microordinateur d'acquisition, associé à un analyseur, en visualisant en temps réel la sortie de l'analyseur multicanaux, enregistre l'énergie de l'évènement en incrémentant le canal correspondant.

Le logiciel utilisé est le Génie 2000 ®. Il est utilisé pour la collecte, le traitement et l'analyse du signal. Il permet d'avoir un spectre avec le numéro de canal en abscisse et le nombre de coups dans le canal correspondant. Ce spectre correspond à un histogramme représentant le nombre de photons mesurés en fonction de leur énergie.

Les fonctions principales de logiciel Génie 2000 sont : (i) la gestion des acquisitions ; (ii) la mesure des paramètres de la chaîne de spectrométrie (résolution, énergie, rendement) ; (iii) La localisation des pics d'absorption totale ; (iv) le calcul de l'abscisse et la surface de chaque pic.

III.3.6.2 Calcul d'activité et incertitude

Après les précautions à la mise en fonctionnement (mise en froid, polarisation), réglage de la chaîne de mesure, préparation et conditionnement de l'échantillon dans une géométrie identique à celle du standard, l'acquisition démarre pour une durée de 48 h afin d'obtenir des bonnes statistiques, en plaçant l'échantillon le plus près du cristal de GeHP (Fig. 17) pour augmenter l'angle solide de détection en maximisant le rendement de détection. A l'aide de « Génie 2000 » et après 172800 s de temps de comptage moyen, on obtient un spectre des raies émis dans l'échantillon.

III.3.6.2.1 Calcul d'activité

L'activité spécifique des radionucléides d'intérêt est déterminée par l'équation suivante :

$$A = \frac{N_{net}}{\varepsilon \times t \times I \times m \times K}$$

N_{net} : comptage net de l'échantillon en coups (cps) ;

N_{réel} : comptage réel de l'échantillon en coups (cps) ;

N_{BF} : comptage de bruit de fond en coups (cps) ;

ε : est l'efficacité de détection ;

I : est la probabilité d'émission de la raie gamma ;

t : est le temps de comptage en seconde (s) ;

m : est la masse de l'échantillons analysé en kilogramme (Kg) ;

K : représente les différents termes correctifs : $K = K_W \times K_C$

K_w est le facteur de correction du temps de décroissance du radioélément entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début d'acquisition, il se calcule par l'équation suivante :

$$K_w = e^{-\frac{\ln(2) \times t_w}{T_{1/2}}}$$

t_w est le temps de décroissance du radioélément entre l'instant où l'échantillon a été prélevé et le début de l'acquisition.

K_c est le facteur de correction du temps de décroissance de l'échantillon durant l'acquisition, il se calcule par l'équation suivante :

$$K_c = \frac{T_{1/2}}{\ln(2) \times t_c} \times \left(1 - e^{-\frac{\ln(2) \times t_c}{T_{1/2}}}\right)$$

t_c : est temps réel de l'acquisition. Et $T_{1/2}$: est le temps de demi-vie du radioélément.

III.3.6.2.2 Calcul d'incertitude

L'incertitude sur l'activité est calculée par la loi de la propagation des erreurs sur l'équation :

$$\frac{\sigma A}{A} = \sqrt{\frac{\sigma N_{net}}{N_{net}} + \frac{\sigma \varepsilon}{\varepsilon} + \frac{\sigma t}{t} + \frac{\sigma I}{I} + \frac{\sigma m}{m} + \frac{\sigma K}{K}}$$

σN_{net} est l'incertitude absolue sur le comptage net de l'échantillon, elle est calculée comme suit :

$$\sigma N_{net} = \sqrt{(\sigma N_{réel})^2 + (\sigma N_{BF})^2}$$

$\sigma \varepsilon$ est l'incertitude absolue sur l'efficacité ;

σt est l'incertitude absolue sur le temps de comptage ;

σm est l'incertitude absolue sur la masse de l'échantillon ;

σK est l'incertitude des facteurs correctifs :

$$\frac{\sigma K}{K} = \sqrt{\left(\frac{\sigma K_w}{K_w}\right)^2 + \left(\frac{\sigma K_c}{K_c}\right)^2}$$

$$\sigma K_c = \left(\frac{1+K_c}{T_{1/2}}\right) \times \sigma T_{1/2} \quad \& \quad \sigma K_w = \frac{K_w \times \ln(2) \times t_w}{(T_{1/2})^2} \times \sigma T_{1/2}$$

Avec $\sigma T_{1/2}$ l'incertitude absolue de temps de demi-vie du radioélément.

III.3.6.2.3 Seuil de décision (SD) et limite de détection (LD)

Les notions de « seuil de décision » et de « limite de détection » utilisées ont pour but de répondre à deux questions, respectivement :

Est-ce que le comptage net est significatif ?

Quel est le comptage minimum que je peux détecter avec un certain degré de confiance ?

Le SD et LD sont calculés en prenant en compte la valeur du bruit de fond BF comme suit :

$$SD = 1,645 \times \sqrt{2BF}$$

$$LD = 2,71 + 3,29 \sqrt{2BF}$$

Dans le cas d'un radionucléide émetteur multi-gamma, sa limite de détection est égale à la plus faible valeur des limites de détection calculées sur ses différentes raies γ (Le Petit et Granier, 2002; Gasser, 2014).

III.4 Evaluation du risque métallique

III.4.1 Les sédiments marins

Pour évaluer la contamination et/ou la pollution métallique, il est nécessaire de différencier entre l'origine naturelle ou anthropogénique des métaux (Alomary et Belhadj, 2007).

III.4.1.1 Indice de Géoaccumulation $I_{Géo}$

L'indice de géoaccumulation " $I_{Géo}$ " a été à l'origine défini par Muller (1969, 1979), et il est utilisé par plusieurs auteurs (Subramanian et Mohanachandran, 1990; Kalantzi *et al.*, 2013; Shang *et al.*, 2015; Udechukwu *et al.*, 2015; Kouidri *et al.*, 2016).

$$I_{Géo} = \log_2 \frac{C_m}{1,5 \times B_m}$$

D'où C_m est la concentration du métal m dans le sédiment en $\mu\text{g/g}$, et B_m est la valeur de bruit de fond géochimique de même métal (Tableau 5). Le facteur (1,5) est utilisé pour minimiser l'effet des variations du bruit de fond géochimique causé par la lithologie des sédiments (Turekian et Wedepohl, 1961).

Tableau 5 : Valeurs de bruit de fond géochimique des métaux trace dans le sédiment marin Méditerranéen dans la littérature

Les valeurs en gras sont les valeurs de bruit de fond géochimique utilisés dans notre étude

Métal ($\mu\text{g/g}$)	Pb	Cd	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mn	Fe
(Turekian et Wedepohl, 1961)	20	-	90	68	19	45	95	850	47,200
(RNO, 2005)	25	0,20	60	28,90	-	13,80	90	-	-
Buccolieri <i>et al.</i> (2006)	59	-	81	57	-	47	97	1528	26,313

Il est difficile de tirer une conclusion définitive de l'état de pollution des sédiments marins parce que les différents bruits de fond géochimiques employés donnent des résultats différents. Dans notre étude on utilise les valeurs de bruit de fond géochimique proposé par Turekian et Wedepohl (1961) pour le Pb, Co, Mn et Fe, et on utilise les valeurs de bruit de fond géochimique proposé par le RNO (2005) pour le Cd, Cr, Ni, Cu, et Zn, et des valeurs de bruit de fond géochimique proposé par Buccolieri *et al.* (2006) concernant le Fe.

L'interprétation des valeurs de l'indice de géoaccumulation est indiquée dans le tableau 6.

Tableau 6 : Interprétation des valeurs de l'indice de géoaccumulation *in* Muller (1979)

I _{Géo}	Classe	Degré de pollution
≤ 0	0	Non pollué
0 - 1	1	Non pollué à légèrement pollué
1 - 2	2	Légèrement pollué
2 - 3	3	Légèrement à fortement pollué
3 - 4	4	Fortement pollué
4 - 5	5	Fortement à extrêmement pollué
> 5	6	Extrêmement pollué

III.4.1.2 Facteur d'enrichissement (EF)

Pour évaluer s'il y a un impact anthropogénique sur les sédiments, on calcule le facteur d'enrichissement "EF" (*Enrichment factor*) qui a été proposé par Simex et Helz (1981). La méthode consiste en l'utilisation d'un élément de référence d'origine terrigènes, principalement Al, Fe, ou Si, pour déterminer la partie terrigène de la contribution métallique (Sterckeman *et al.*, 2006). L'avantage d'utiliser le EF est de permettre d'établir une ligne directrice de contamination métallique dans le sédiment marin (Kouidri *et al.*, 2016).

Dans notre étude, le facteur d'enrichissement des sédiments d'un métal a été calculé en divisant son ratio à l'élément de normalisation (Fe dans notre étude), par le même ratio trouvé pour le bruit de fond géochimique. Cependant, le Fer était l'un des métaux de référence largement utilisé (Loska *et al.*, 2003; Seshan *et al.*, 2010; Shang *et al.*, 2015), c'est le quatrième élément majeur dans la croûte terrestre (Udechukwu *et al.*, 2015). De plus, des propriétés uniques de Fe qui le font un meilleur normalisateur : (i) sa géochimie est près de celui des métaux traces ; (ii) il est associé aux bonnes surfaces solides ; et (iii) sa concentration de dépôt naturelle a tendance à être uniforme (Daskalakis et O'Connor, 1995; Naji et Ismail, 2011; Udechukwu *et al.*, 2015). Le facteur d'enrichissement (EF) est calculé en utilisant la relation ci-dessous (Rodríguez-Barroso *et al.*, 2009; Yap et Pang, 2011; Shang *et al.*, 2015; Kouidri *et al.*, 2016) :

$$EF = \frac{\left(\frac{C^{\text{métal}}}{C^{\text{Fe}}}\right)_{\text{Sédiment}}}{\left(\frac{C^{\text{métal}}}{C^{\text{Fe}}}\right)_{\text{Bruit de fond géochimique}}}$$

L'interprétation de ce facteur est indiquée dans le tableau 7 (Birch, 2003; Alomary et Belhadj, 2007; Kouidri *et al.*, 2016).

Tableau 7 : Interprétation des valeurs de facteur d'enrichissement des métaux traces dans le sédiment marin *in* Birch (2003)

EF	Interprétation
≤ 1	Aucun enrichissement
1 – 3	Enrichissement mineur
3 – 5	Enrichissement modéré
5 – 10	Enrichissement modérément sévère
10 – 25	Enrichissement sévère
25 – 50	Enrichissement très sévère
> 50	Enrichissement extrêmement sévère

III.4.1.3 Indice de charge de pollution (PLI) et l'indice de contamination moyen (IC_m)

Pour évaluer la toxicité potentielle d'un dépôt sédimentaire marin, des approches multiples ont été utilisées.

En calculant pour chaque site donné et par métal l'indice C_i (indice de contamination d'un métal *i*), d'où C_{més.} est la concentration d'un métal *i* mesurée dans le sédiment et C_{BFG} est la concentration de de bruit de fond géochimique du même métal *i* (Belamie et Phelippot, 1982; Chakravarty et Patgiri, 2009; Seshan *et al.*, 2010; Shang *et al.*, 2015).

$$IC_i = \frac{C_{més}}{C_{BFG}}$$

Le degré de contamination est évalué à travers l'indice de charge de pollution "PLI" (*Pollution Load Index*) pour chaque site (Wang *et al.*, 2013; Shang *et al.*, 2015).

$$PLI = \sqrt[n]{\prod IC_i}$$

Avec (**n**) est le nombre des métaux étudiés (9 dans le cas de notre étude) ; C_i indice de contamination d'un métal *i*.

La classe de pollution et le degré de contamination selon l'indice de charge de pollution "PLI" sont indiqués dans le tableau 8.

Tableau 8 : Classe de pollution et le degré de contamination selon l'indice de charge de pollution (PLI : *Pollution Load Index*) (Wang *et al.*, 2013; Shang *et al.*, 2015)

PLI	<1	1 ~2	2~3	≥3
Classe de la pollution	0	I	II	III
Degré de contamination	Non pollué	modérée	Forte	Extrême

Le degré de contamination est aussi évalué à travers l'indice de contamination moyen (IC_m) pour chaque site (Belamie et Phelippot, 1982; Marcellin *et al.*, 2009).

$$IC_m = \frac{1}{n} \sum IC_i$$

Tel que n est le nombre des métaux étudiés (9 dans le cas de notre étude).

Selon Marcellin *et al.* (2009) l'interprétation des valeurs de l'indice de contamination moyen (IC_m) des métaux traces dans le sédiment marin est indiquée dans le tableau 9.

Tableau 9 : Etat de contamination métallique des sédiments selon l'indice de contamination moyen (IC_m) in Marcellin *et al.* (2009)

IC_m	$IC_m < 2$	$2 < IC_m < 4$	$4 < IC_m < 8$
Etat de contamination	Aucune	Modérée	Significative

III.4.2 Les matières en suspension (MES)

III.4.2.1 Indice de contamination métallique de MES (IC_{MES})

Il existe peu de travaux sur les teneurs de métaux traces dans la matière en suspension (MES). De ce fait on a proposé un indice d'évaluation concernant la contamination métallique dans les MES, qui est proche à l'indice de contamination moyen utilisé par Belamie et Phelippot (1982) pour la matrice sédiment.

De plus la toxicité des métaux traces diffère d'un métal à un autre, pour cela on a proposé un coefficient de toxicité qui dépend de la toxicité du métal analysé. Concernant les métaux toxiques (Pb, Cd et Cr), le coefficient de toxicité est égal à 3. Pour les métaux probablement essentiels (Ni et Co), le coefficient de toxicité est égal à 2. Les métaux essentiels (Cu, Zn, Mn et Fe) ont un coefficient de toxicité est égal à 1.

Si n est la somme des coefficients de toxicité des métaux détectés dans les MES ($n=17$ dans le cas de notre étude), si IC_i représente l'indice de contamination d'un métal i (Belamie et Phelippot, 1982; Chakravarty et Patgiri, 2009; Seshan *et al.*, 2010; Shang *et al.*, 2015), l'indice de contamination métallique de MES (IC_{MES}) aura pour mesure :

$$IC_{MES} = \frac{1}{n} \sum IC_i$$

L'interprétation de cet indice est indiquée dans le tableau 10.

Tableau 10 : Interprétation de l'indice de contamination métallique dans les matières en suspension

IC_{MES}	$IC_m < 1$	$1 < IC_m \leq 2$	$2 < IC_m \leq 4$	$4 < IC_m \leq 8$	$8 < IC_m$
Interprétation	Gamme de référence	Gamme de sécurité	Valeur subnormale	Valeur anormale	Valeur extrême

On calcule ces indices avec le bruit de fond géochimique des métaux trace dans le sédiment marin Méditerranéen, car le sédiment marin est considéré comme la ressource majeure des matières en suspension dans l'écosystème marin côtier.

III.4.3 La moule *Mytilus galloprovincialis*

III.4.3.1 Règlementation algérienne

Les seuils limites des métaux traces toxiques (Pb, Cd et Hg) dans la chair des moules ont un encrage juridique algérien. En effet, L'Art. 2 de l'Arrêté interministériel du 30 Moharram 1432 correspondant au 5 janvier 2011 fixant les seuils limites de présence de contaminants chimiques, microbiologiques et toxicologiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture, fixe les seuils limites des contaminants chimiques.

Pour les mollusques bivalves vivants (*Mytilus galloprovincialis* : cas de notre étude), à 1,5 µg/g P.H pour le Pb et à 1,0 µg/g P.H pour le Cd.

III.4.3.2 Le Réseau intégrateurs biologiques (RINBIO)

Le Réseau INTégrateurs BIOlogiques (RINBIO) en France a évalué les niveaux de contamination chimique (dont les métaux traces) dans chaque unité du référentiel géographique (il se base sur les capacités bioaccumulatrices de la moule). En 2009, le RINBIO développe les limites supérieures (Tab. 11) des classes de qualité (Andral et Tomasino, 2010).

Tableau 11 : Limites supérieures des classes de qualité calculées pour le réseau RINBIO, 2009.
in Andral et Tomasino (2010)

		Métal toxique (µg/g)		Métal essentiel (µg/g)			
		Pb	Cd	Ni	Cr	Cu	Zn
Gamme de référence	0	1,03	0,84	0,99	0,4	4,67	141,93
Gamme de sécurité	1	2,16	1,26	2,00	0,9	6,90	229,08
Valeurs subnormales	2	3,29	1,68	3,00	1,4	9,13	316,22
Valeurs anormales	3	4,42	2,09	4,01	1,9	11,36	403,37
Valeurs extrêmes	4	sup	sup	sup	sup	sup	sup

III.4.3.3 Facteur de biodisponibilité métallique

L'évaluation de la biodisponibilité métallique à travers le dosage des concentrations métallique dans les tissus des espèces bioindicatrices, n'est pas fiable comme prévu (Phillips, 1976). Dans ce contexte, on utilise l'indice de (métal / poids de coquille), qui fournit une approche simple à estimer la biodisponibilité métallique qui n'est pas affectée par des changements naturels ou induits par la biométrie de la moule (Fischer, 1983, 1984; Soto *et al.*, 2000).

L'indice de (métal/poids de coquille) a été calculé comme une mesure de biodisponibilité métallique selon (Soto *et al.*, 1997, 2000; Rouane-Hacene *et al.*, 2015).

$$I_{mp} = C \times \frac{P_{ch}}{P_{cq}}$$

I_{mp} : Indice (Métal / poids de coquille) [$\mu\text{g/g P.S.}$] ;

C : concentration du métal dans la chaire [$\mu\text{g/g P.S. de la chaire}$] ;

P_{ch} : poids sec de la chaire [g] ;

P_{cq} : poids sec de coquille [g].

L'indice de condition (IC) est le rapport entre le poids sec de la chaire (g) et le poids sec des coquilles (g) (Andral *et al.*, 2011; Benedicto *et al.*, 2011; Galgani *et al.*, 2014). Donc l'**I_{mp}** est calculé à travers la relation suivante :

$$I_{mp}[\mu\text{g/g}] = C \times IC$$

III.4.3.4 Facteur de bioconcentration métallique

Les concentrations de Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn et Fe ont été mesurées dans le sédiment et dans la chaire des moules *Mytilus galloprovincialis*, ce qui a permis de calculer les facteurs de bioconcentration des métaux analysés (Lafabrie *et al.*, 2007; Guendouzi *et al.*, 2015).

III.4.3.5 Evaluation du risque pour la santé de consommateur

Pour évaluer le risque des métaux traces au consommateur, des sources de contaminants métalliques fournies par d'autres repas ou par l'eau potable le même jour n'ont pas été prises en compte, *i.e.*, seulement la consommation métallique venant de la moule a été considérée (Metian *et al.*, 2013).

Pour l'évaluation de l'exposition aux polluants métalliques à travers la consommation des produits de la pêche (les moules dans le cas de notre étude), les teneurs en métaux traces mesurées en $\mu\text{g/g}$ Poids sec sont converties en $\mu\text{g/g}$ Poids Humides (Yap *et al.*, 2016), il convient d'appliquer un facteur de conversion (rapport du poids sec sur poids humide) ; puis on calcule des indice d'évaluations dont :

III.4.3.5.1 Consommation Quotidienne Chronique "EDI" d'un métal

L'estimation de la consommation quotidienne chronique "EDI" (*The estimated dietary intake*) d'un métal dépend de sa concentration dans l'espèce et la quantité de l'espèce consommée (Bat et Arıcı, 2016; Gobert *et al.*, 2017; Mortazavi et Fard, 2017; Rajan et Ishak, 2017; Zhelyazkov *et al.*, 2018).

Cette consommation doit être calculée à partir de la formule suivante (USEPA, 1992) :

$$EDI = \frac{IR \times C}{BW}$$

EDI : Consommation Quotidienne Chronique (μg du métal/ kg poids corporel/ jr) ;

IR : Taux d'ingestion alimentaire des mollusques : 0,02 g/ capita/ jr (FAO, 2013) ;

C : Concentration du métal dans l'espèce ($\mu\text{g/g}$ P.H.) ;

BW : Poids corporel moyen (60 kg).

Pour évaluer les risques sur la santé publique, la consommation quotidienne chronique (EDI) des métaux traces à travers la consommation des moules, est comparé avec la consommation quotidienne tolérable provisoire "PTDI" (*The provisional tolerable daily intakes*) établis par le Comité Expert Commun d'Additifs alimentaires JECFA et le Ministère de l'Environnement Américain (USEPA) (Jović et Stanković, 2014; Mok *et al.*, 2014; Zhelyazkov *et al.*, 2018).

III.4.3.5.2 Le quotient de danger cible (THQ)

L'évaluation du risque sanitaire de l'effet potentiel des métaux trace à partir de la consommation des moules, a été évalué en calculant un rapport de risque : le quotient de danger cible "THQ" (*Target Hazard Quotient*). Cet indice est développé par le Ministère de l'Environnement des États-Unis (USEPA, 1992).

Pour un métal donné, le quotient de danger cible "THQ" est le ratio de la Consommation Quotidienne Chronique "EDI" (*The estimated dietary intake*) et la dose orale de référence "RfD" (*Reference Dose*) (Mortazavi et Fard, 2017).

Le THQ inclut non seulement la consommation de métaux, mais d'autres données significatives, comme la fréquence d'exposition et la durée, la quantité d'alimentation, le poids corporel de consommateur et la dose de référence orale (Jović et Stanković, 2014).

$$THQ = \frac{EF \times ED \times IR \times C}{RfD \times BW \times AT} \times 10^{-3}$$

EF : La fréquence d'exposition (365 jrs/année) ;

ED : La durée d'exposition (70 ans), équivalent de la durée de vie moyenne en Algérie ;

IR : Le taux d'ingestion alimentaire des mollusques : 0,02 g/capita/jr (FAO, 2013) ;

C : La concentration moyenne du métal ($\mu\text{g/g}$ P.H.) dans la chaire de la moule ;

RfD : La dose orale de référence ($\mu\text{g/g/jr}$) (Tab.12) ;

BW : Le poids corporel moyen (60 kg) ;

AT : Le temps d'exposition moyen pour non cancérigènes (365 jrs/an \times ED).

Tableau 12 : Valeur de la dose orale de référence RfD : USEPA, 2016 in Zhelyazkov *et al.* (2018)

Métal	Pb	Cd	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mn	Fe
RfD ($\mu\text{g/g/jr}$)	0,0036	0,001	0,003	0,50	-	0,02	0,3	0,140	0,700

La valeur de THQ supérieur à 1 indique un effet indésirable pour la santé humaine (Gu *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017b; Putri *et al.*, 2017; Zhelyazkov *et al.*, 2018).

Liu *et al.* (2017a) a classifié le quotient de danger cible dans cinq niveaux. Le niveau du risque est présenté dans le tableau 13.

Tableau 13 : Niveaux de risque selon la valeur du THQ, in Liu *et al.* (2017a)

THQ	≤ 1	$1 < HQ \leq 10$	$10 < HQ \leq 20$	$20 < HQ \leq 100$	> 100
Risque	Non significatif	Bas	Modéré	Haut	Sérieux

III.4.3.5.3 Indice de danger HI

L'exposition à un mélange de polluants peut causer un effet interactif ou additif (Rajan et Ishak, 2017). L'indice de danger "HI" (*Hazard Index*) a été calculé comme la somme de THQ de chaque métal pour chaque site de prélèvement (Jović et Stanković, 2014; Tanaskovski *et al.*, 2016; Mortazavi et Fard, 2017; Putri *et al.*, 2017; Rajan et Ishak, 2017; Zhelyazkov *et al.*, 2018) :

$$HI = \sum THQ_i$$

Si l'indice de danger HI < 1 , il signifie que la population exposée est en sécurité. Cependant, quand cet indice se situe entre 1 et 5, il y a un risque potentiel lié au métal étudié dans cette population (Rajan et Ishak, 2017).

III.4.3.5.4 Le taux limite de consommation CR_{lim}

Le taux limite de consommation " CR_{lim} " (*Consumption Rate Limit*) de la moule a été évalué sur la base de la dose orale de référence (RfD). Il est calculé selon la formule suivante :

$$CR_{lim} = \frac{RfD \times BW}{C} \quad (\text{Mortazavi et Fard, 2017})$$

CR_{lim} : Taux de consommation de moules permis maximal (kg/jr) ;

RfD : La dose orale de référence ($\mu\text{g/g/jr}$) (Tab. 12) ;

BW : Le poids corporel moyen (60 kg) ;

C : Concentration mesuré du métal ($\mu\text{g/g P.H.}$) dans la chaire de la moule.

[RESULTATS ET DISCUSSION]

IV. RESULTATS ET DISCUSSION

IV.1 Bioaccumulation chez la moules *M. galloprovincialis*

IV.1.1 Résultats des mesures des paramètres hydrologiques des sites

Les mesures physicochimiques de l'eau de mer de surface dans les trois sites (S1, S2 et S3), ont été réalisées avec un multiparamètre portatif "HORIBA, U-52G".

Les résultats obtenus sont énumérés dans le tableau 14.

Tableau 14 : Descripteurs physicochimiques mesurés *in situ* (Avril, 2017) dans les trois sites de prélèvement (S1, S2 et S3) et n=3, avec les valeurs normales (Mer méditerranée). **OD** : oxygène dissous. Les résultats sont présentés sous forme (moyenne \pm s.d.)

Sites	T °C	S (psu)	OD (mg/l)	pH
S1 : Région Ouest "Kristel, Oran"	13,80 \pm 1,03	34,20 \pm 2,06	10,19 \pm 0,40	8,10 \pm 0,34
S2 : Région Centre "Sercouf, Alger"	16,42 \pm 1,23	34,73 \pm 2,19	7,79 \pm 0,55	8,14 \pm 0,39
S3 : Région Est "Collo, Skikda"	19,05 \pm 1,43	35,28 \pm 3,08	7,18 \pm 0,36	7,89 \pm 0,32
Norme : "Mer méditerranée"	13	33 - 39	7,30	7,9 – 8,3

Pour une caractérisation globale du site d'implantation S2 "Sercouf, Alger", des descripteurs physicochimiques de l'eau de mer sont pris en considération. Un suivi mensuel, est effectué durant les cinq (05) mois d'implantation : avril - août 2017.

Les moyennes, l'écart-type (s.d.), et les valeurs extrêmes sont reportés dans le Tableau 15.

Tableau 15 : variation mensuelle moyenne des descripteurs physicochimiques de l'eau de mer durant l'implantation (avril - août 2017) au niveau du site de l'implantation S2 «Sercouf, Alger"

OD : oxygène dissous. **MES** : matière en suspension. **MOP** : matière organique particulaire.

Les résultats sont présentés sous forme (moyenne \pm s.d.) ; (valeur minimale – valeur maximale) avec n=3

Site	T (°C)	S (psu)	OD (mg/l)	pH	MES (mg/l)	MOP (mg/l)
S2 : Région Centre "Sercouf, Alger"	20,19 \pm 3,92 (15,75-23,91)	33,64 \pm 0,67 (32,91-34,73)	7,73 \pm 0,95 (6,70-8,95)	8,03 \pm 0,24 (7,70-8,32)	41,93 \pm 5,72 (32,52-47,14)	12,42 \pm 5,05 (7,80-18,57)

IV.1.1.1 Température

Durant la période de prélèvement « mois d'avril », L'amplitude des variations thermiques du milieu (Tab. 14) présente une variation de faible ampleur de 3 °C ($p < 0,01$). Ainsi, la valeur de la température de l'eau de mer la plus élevée est enregistrée dans la région Est (Site 3 : Collo), par contre, la valeur la plus faible était mesurée dans la région Ouest (Site 1 : Kristel), cette valeur est proche de la valeur moyenne dans la Méditerranée, qui est d'ordre de 13 °C (Aminot et Kérouel, 2004).

On observe que les valeurs sont accentuées de l'Ouest "S1" vers l'Est "S3", ceci est probablement due au réchauffement du flux d'eau atlantique modifiée « courant algérien ». Cette variation peut être expliquée aussi par la courantologie locale (Aminot et Kérouel, 2004) ; ou par l'influence de la température atmosphérique sur les eaux littorales très peu profondes, qui ont une inertie thermique faible (Barnabé et Barnabé-Quet, 1997).

Pendant la durée d'implantation des moules (Tab. 15 ; Fig. 18), la température de l'eau de surface varie entre 15,75 °C (mois de mai) et 23,91 °C (mois d'août) avec une moyenne de $20,19 \pm 3,92$ °C ($p < 0,05$). L'augmentation de la température est provoquée par l'effet de saison (augmentation de la température atmosphérique durant la saison estivale). De plus, ces valeurs n'ont jamais dépassé la valeur limite préconisée (30 °C).

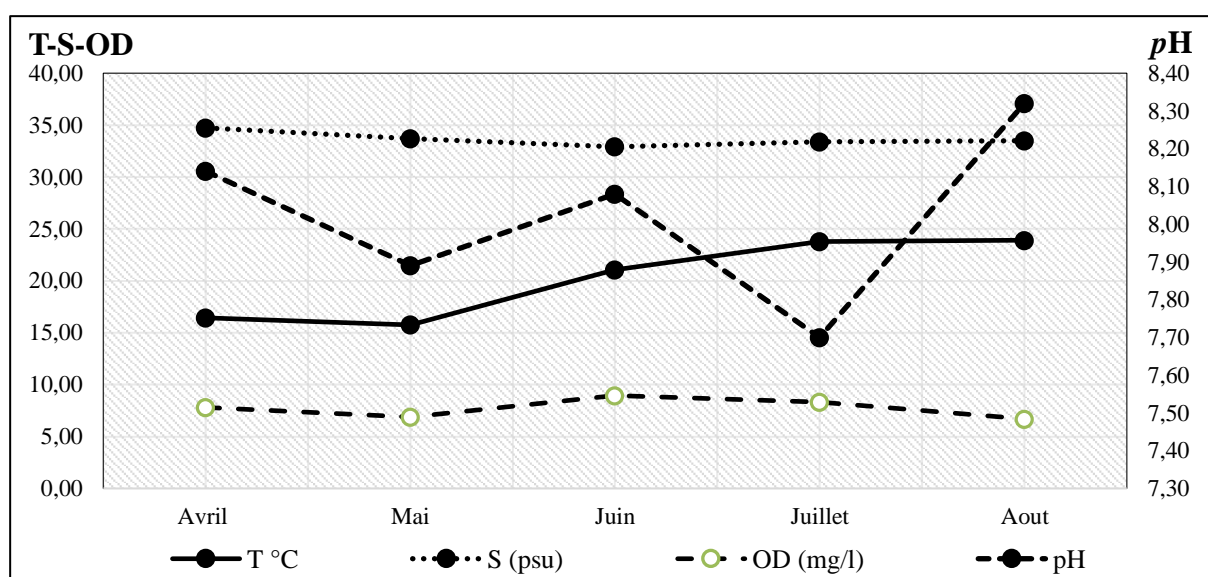


Figure 18 : Variation mensuelle de la Température, salinité, oxygène dissous et pH dans le site d'implantation tampon (S3 : Sercouf, Alger), avec n=3

IV.1.1.2 Salinité

La salinité est voisine de 35 ± 2 psu (Barnabé et Barnabé-Quet, 1997) ou un peu plus 38-39 psu dans les eaux de la méditerranée (Aminot et Kérouel, 2004).

Nos résultats montrent des valeurs de $S < 38$ psu (Tab. 14), ce qui peut être expliqué par l'influence des eaux douces (la proximité des stations à la côte) et la corrélation positive entre la salinité et la température : l'augmentation de la salinité est accompagnée par l'augmentation de la température selon un axe horizontale (Ouest vers Est).

La salinité de l'eau de surface varie dans une fourchette de (32,91-34,73) psu durant la période d'implantation (Tab. 15 ; Fig.18 ; $p < 0,05$). Elle est en moyenne d'ordre de $33,64 \pm 0,67$ psu.

IV.1.1.3 Oxygène dissous

Le milieu aquatique contient relativement peu d'oxygène par rapport à l'atmosphère (Barnabé et Barnabé-Quet, 1997). Sa teneur dans une masse d'eau de mer de 20 °C, de salinité 35 psu et sous une atmosphère, est de 7,3 mg/l (Aminot et Kérouel, 2004). Nos résultats sont au voisinage de la saturation (Tab. 14). De plus, la forte teneur au niveau du site S1 (Kristel) peut être expliquée par la solubilité de l'oxygène atmosphérique grâce à la diminution de la température, *i.e.* la solubilité augmente avec la diminution de la température de l'eau de mer (Copin-Montégut, 1996).

La variation de l'oxygène dissous dans les eaux de surface pendant l'implantation est variée entre 6,70 et 8,95 mg/l ($p < 0,05$), avec une teneur moyenne de $7,73 \pm 0,95$ mg/l (Tab. 15 ; Fig.18).

IV.1.1.4 pH de l'eau de mer

Le pH de l'eau de mer de surface varie dans une étroite fourchette, entre 7,9 à 8,3 selon les zones (Barnabé et Barnabé-Quet, 1997). Dans notre étude, le pH du site S1 et S2 sont dans la norme (Tab. 14). La valeur la plus faible (7,89) au site de Collo, peut-être expliqué par l'effet de l'anthropisation côtière dans ce site.

Au cours de l'implantation, le pH de l'eau de mer bascule entre 7,70 et 8,32 ($p < 0,01$) avec une valeur moyenne de $8,03 \pm 0,24$ (Fig.18 ; Tab. 15) qui est toujours dans la norme.

IV.1.1.5 Matière en suspension (MES) et Matière organique particulaire (MOP)

La teneur en matière en suspension (MES), dans les eaux de surface étudiées, est plus élevée au niveau du site S1 ($50 \pm 4,24$ mg/l) par rapport aux autres sites S2 et S3 avec ($41,43 \pm 3,15$ et $40,00 \pm 5,93$ mg/l) respectivement (Fig.19, $p > 0,05$). Par contre, les eaux du site S3 sont plus chargées par la matière organique (MOP), et qui présentent 60,73 % de la MES, par rapport aux autres sites S2 et S1 avec 44,83 % et 34,29 % de la MES respectivement. La forte teneur en MES dans le S1, en présence des effluents telluriques négligeables, est peut-être due à la remobilisation des sédiments dans la colonne d'eau.

Les trois sites sont des zones de forte turbidité, car la teneur normale de MES dans les eaux côtières est d'ordre de 0,5 à 5,0 mg/l (Aminot et Kérouel, 2004). A l'exception de la région

centre, l'eau de mer de surface est plus chargée par les MES dans notre étude par rapport à celles signalées par (MPRH, 2010) dans les mêmes sites.

La forte concentration de la matière organique particulaire (MOP) au niveau du site S3 peut être expliquée par sa proximité au port de Collo, avec la remobilisation des sédiments du port chargé en MO (*cf.* Sédimentologie des sites). De plus, le diversement sans traitement des eaux usées et le lent renouvellement de l'eau (Port) et la localisation géographique du site : zone abritée, augmentent la charge de cette MOP. L'oxygène dissous mesuré dans ce site est faible (Tab. 14), car il est utilisé pour l'oxydation de la MOP disponible en excès dans la colonne d'eau.

Une faible fluctuation de la valeur des MES a été enregistrée, durant la période d'implantation, avec une teneur maximale de 47,14 mg/l enregistrée au mois de juin et une valeur minimale 32,52 mg/l en mois de mai ($p > 0,05$). La teneur moyenne en MES est d'ordre de $41,93 \pm 5,72$ mg/l.

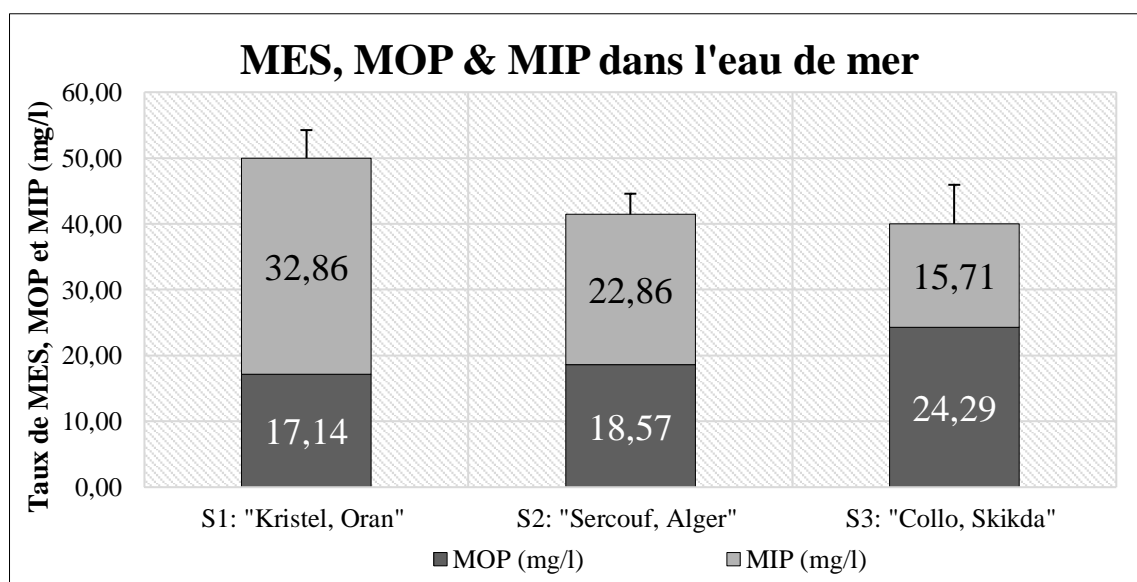


Figure 19 : Variation géographique de la matière en suspension MES (mg/l) ; la matière organique MOP (mg/l) et la matière inorganique MI (mg/l) dans l'eau de mer de surface. Avec $n=3$

Au cours de l'implantation, la valeur moyenne de la MOP est de $12,42 \pm 5,05$ mg/l avec une abondance relative moyenne de (29,62 %). Cette MOP varie entre 7,80 et 18,57 mg/l durant cette période de suivi ($p < 0,05$). La teneur la plus élevée de la MOP est d'ordre de 18,57 mg/l (avril), cette teneur représente aussi l'abondance relative de la MOP (le rapport entre la teneur

en MOP et la teneur en MES dans le même site) la plus élevée, durant le même mois 44,83 % (Fig. 20). La forte présence de la MOP en mois de juillet, en absence des apports tellurique, peut être expliquée par le phénomène de la remobilisation sédimentaire.

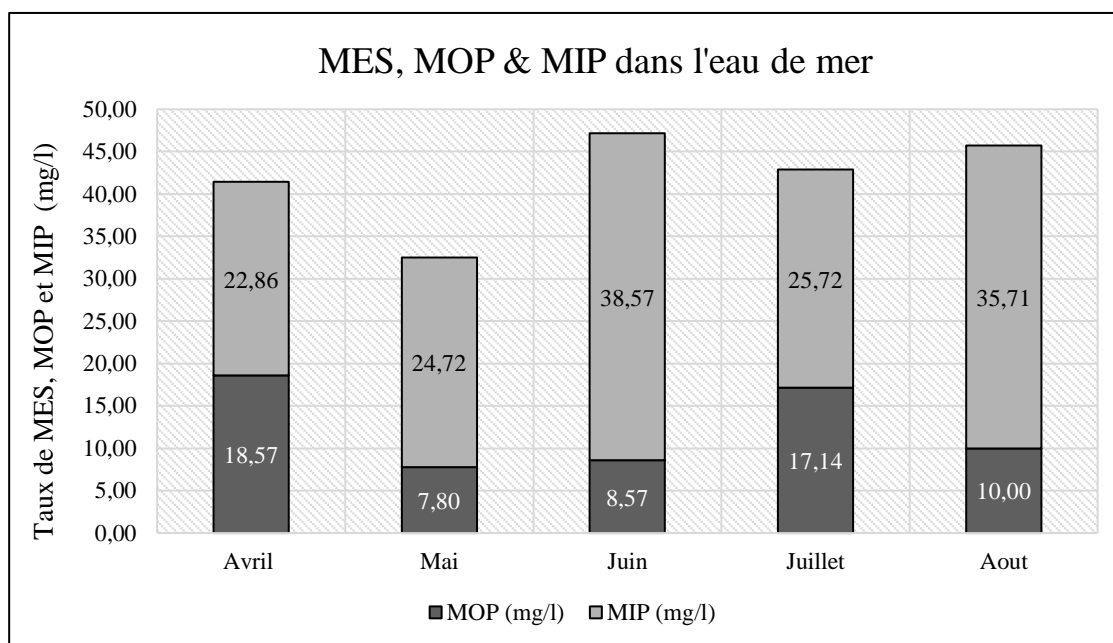


Figure 20 : Variation mensuelle de la matière en suspension MES (mg/l) ; la matière organique particulaire MOP (mg/l) et la matière inorganique particulaire MIP (mg/l) dans l'eau de mer de surface au niveau du site d'implantation S3 (Sercouf, Alger, 2017). Avec n=3

IV.1.1.6 Sels nutritifs

Les teneurs des sels nutritifs (SN) au niveau des trois sites de prélèvement des moules (S1, S2 et S3) sont reportées dans le tableau 16.

Tableau 16 : Teneurs en Sels Nutritifs ($\mu\text{mol/l}$) au niveau des trois sites de prélèvement des moules (S1) Région Ouest : "Kristel, Oran" (S2) Région Centre : "Sercouf, Alger" et S3 Région Est : "Collo, Skikda" Avec n=3.

Sel Nutritif (μM)	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SiO_2
S1 : Kristel	4,338±0,215	0,139±0,010	4,780±0,277	0,015±0,001	0,201±0,013
S2 : Sercouf	3,746±0,183	0,307±0,027	5,070±0,243	0,093±0,008	0,175±0,012
S3 : Collo	3,837±0,336	3,514±0,145	12,283±0,926	1,812±0,143	3,262±0,174

Les concentrations moyennes en sels nutritifs durant la période d'implantation (avril-août 2017), au niveau du site S2 "Sercouf, Alger", sont reportées dans le tableau 17.

Tableau 17 : Teneur moyenne, valeur minimale et maximale en sels nutritifs mesurées durant la période d'implantation (site de Sercouf). Avec n=5.

Sels nutritifs (μM)	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SiO_2
Région Centre S2 : "Sercouf, Alger"	4,959±3,659 (1,942-11,335)	1,583±1,322 (0,255-3,291)	2,652±2,332 (0,389-5,137)	0,364±0,221 (0,093-0,692)	0,376±0,284 (0,106-0,771)

IV.1.1.6.1 Ammonium (NH_4^+)

Les teneurs en ammonium NH_4^+ sont proches dans l'ensemble des trois sites, d'où la valeur la plus élevée ($4,338 \pm 0,215 \mu\text{mol/l}$) a été enregistrée au niveau du site S1 "Kristel, Oran" (Tab. 16).

Nos résultats sont proches avec ceux trouvés par Bachouche (2010) au niveau du port d'Alger (Alger) et du port de Bouharoun (Tipasa).

La variation mensuelle des teneurs en ammonium (NH_4^+) n'est pas significative ($p > 0,05$), dans le site S2 durant les 5 mois d'implantation. La variation mensuelle de NH_4^+ durant cette période est en alentours de $4 \mu\text{mol/l}$, à l'exception d'une valeur maximale de $11,335 \pm 0,855 \mu\text{mol/l}$, qui a été enregistrée pendant le mois de juin (Fig. 21), et d'une valeur minimale de NH_4^+ , qui a été mesurée durant le mois de mai ($1,942 \pm 0,069 \mu\text{mol/l}$). La teneur moyenne de NH_4^+ au cours de la période d'implantation est d'ordre de $4,959 \pm 3,659 \mu\text{mol/l}$ (Tab. 17).

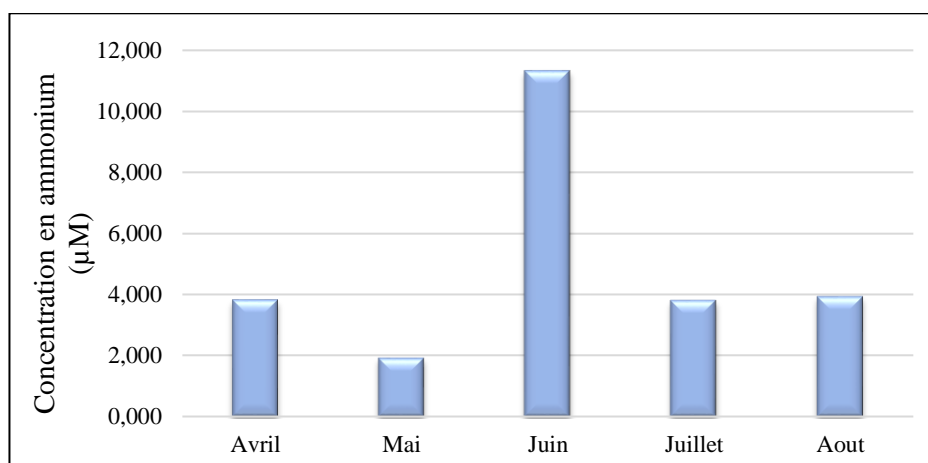


Figure 21 : Variation mensuelle de l'ammonium dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger), Avec n=3.

IV.1.1.6.2 Nitrites (NO_2^-)

Le nitrite est la forme transitoire entre l'ammonium et le nitrate, elle est plus toxique que les autres formes. Selon nos résultats, on observe une forte teneur ($3,514 \pm 0,145 \mu\text{mol/l}$) au niveau

du site S3 par rapport aux autres sites S2 et S1, avec $0,307 \pm 0,027$ et $0,139 \pm 0,010$ $\mu\text{mol/l}$, respectivement (Tab. 16 ; $p < 0,05$).

Les faibles teneurs en NO_2^- dans les eaux de surface sont dues à leur forme intermédiaire entre le NO_3^- et le NH_4^+ . Le NO_2^- apparaît comme une étape transitoire dans l'oxydation de NH_4^+ aussi bien que dans la réduction de NO_3^- (Oudot, 1983).

Nos résultats sont plus élevés, facteur de 3, par rapport à des concentrations signalées dans la station "Oran 9" de région Ouest, dans la station "Alger 7" de la région centre et dans la station "Skikda 3" de la région Est (MPRH, 2010).

Ces teneurs en nitrites sont proches dans la région centre avec celle signalées par (Guendouzi, 2011) dans la baie d'Alger. Par contre, la concentration en NO_2^- dans la région Ouest est faible par rapport à celle signalée par (Rouane-Hacene *et al.*, 2017) dans la même région "Kristel, Oran" (Tab. 18).

Tableau 18 : Concentrations des Sels nutritifs dans l'eau de mer citées dans la littérature

Référence	Sites	NO_2^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SiO_2
(MPRH, 2010)	Oran 9	0,047	0,543	0,097	0,979
	Alger 7	0,086	0,885	0,293	1,348
	Skikda 3	0,121	0,492	0,269	1,050
(Guendouzi, 2011)	Baie d'Alger	0,13-0,27	0,27-0,57	0,17-0,54	0,49-3,15
(Rouane-Hacene <i>et al.</i> , 2017)	Kristel, Oran	0,22-0,44	21,45-43,07	0,11-0,95	11,63-27,50

La variation mensuelle des concentrations des nitrites dans l'eau de mer, au niveau du site S2, est statistiquement significative ($p < 0,05$). La teneur la plus élevée est mesurée pendant le prélèvement du mois de juillet ($3,291 \pm 0,223$ $\mu\text{mol/l}$). Par contre, durant les mois d'avril et de mai, les concentrations en NO_2^- sont les plus faibles ($< 0,3$ $\mu\text{mol/l}$), et qui sont considérées comme des valeurs normales (Fig. 22).

La teneur moyenne de NO_2^- sur la période d'implantation est d'ordre de $1,583 \pm 1,225$ $\mu\text{mol/l}$, dans l'eau de mer du site S2 (Tab.17).

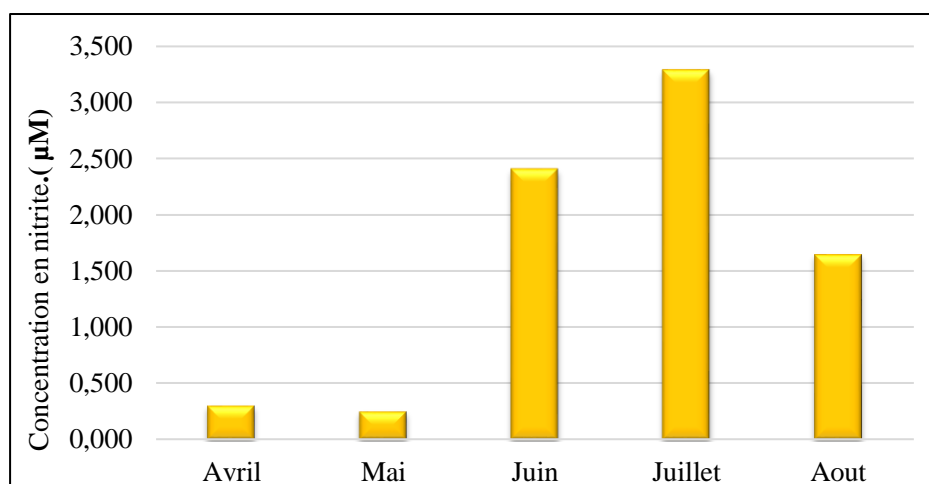


Figure 22 : Variation mensuelle des nitrites dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger), Avec n=3.

IV.1.1.6.3 Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates ont une toxicité indirecte par le fait qu'ils se transforment en nitrites (Rodier, 2009). Les nitrates sont plus concentrés dans l'eau de mer de surface provenant du site de Collo (S3), avec une teneur de $12,283 \pm 0,926 \mu\text{mol/l}$ (Tab.16). Par contre, la concentration la plus faible $4,780 \pm 0,277 \mu\text{mol/l}$ a été mesurée dans l'eau de mer du site de Kristel (S1). La concentration de nitrate varie très largement, puisque c'est une substance nutritive (Copin-Montégut, 1996). Les fortes valeurs mesurées dans notre étude, sont le fait des effets des effluents telluriques (eaux usées domestique et industrielles, et des rejets d'origine agriculture).

Les concentrations en nitrates dans les eaux de surfaces des stations S1, S2 et S3 dans notre étude, sont plus élevées (facteur de 9, 7 et 10 fois plus), par rapport à celles mesurées respectivement dans la station "Oran 9", "Alger 7" et "Skikda 3" (MPRH, 2010). Ils sont aussi plus élevés par rapport aux résultats cités par (Guendouzi, 2011) dans la région centre : Baie d'Alger, et par (Rouane-Hacene *et al.*, 2017) dans la région Ouest : Kristel, Oran.

La variation mensuelle des concentrations en nitrate dans l'eau de mer, au niveau du site S2, est statistiquement significative ($p < 0,05$). Durant la période d'implantation des moules *M. galloprovincialis*, le nitrate dosé dans l'eau de mer est plus élevé durant les mois d'avril et mai, avec un maximum de $5,137 \pm 0,460 \mu\text{mol/l}$ (mois de mai). En revanche, les teneurs les plus faibles (Fig. 23), sont mesurées durant les mois de juillet et d'août, avec un minimum de $0,389 \pm 0,038 \mu\text{mol/l}$ (mois d'août).

La teneur moyenne de NO_3^- dans l'eau de mer du site S2 durant la période d'implantation est d'ordre de $2,652 \pm 2,332 \mu\text{mol/l}$ (Tab. 17).

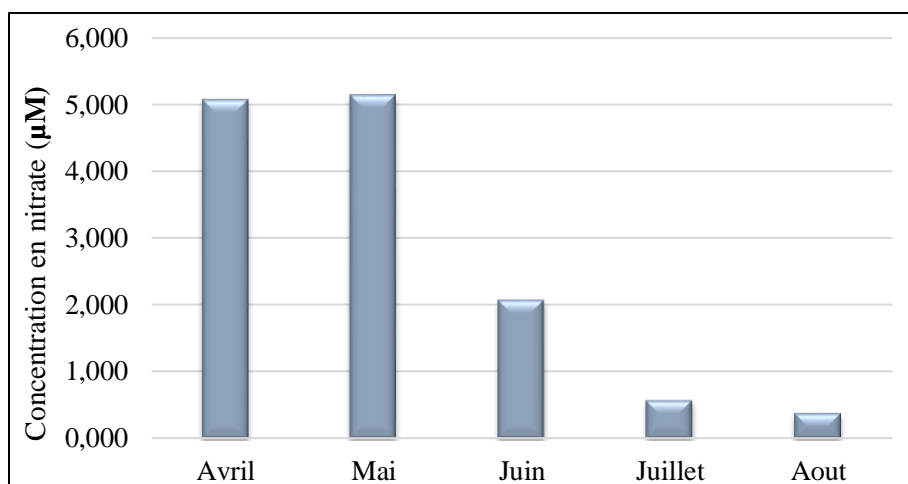


Figure 23 : Variation mensuelle des nitrates dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger). Avec n=3.

IV.1.1.6.4 Orthophosphate (H_2PO_4^-)

Les orthophosphates sont les plus concentrés ($1,812 \pm 0,143 \mu\text{mol/l}$) dans l'eau de mer de surface prélevée au site de Collo (S3). Par contre, la concentration la plus faible ($0,015 \pm 0,001 \mu\text{mol/l}$) a été détectée dans le site de Kristel S1 (Tab. 16). La teneur moyenne des ions orthophosphates sont de d'ordre de $0,62 \pm 1,03 \mu\text{mol/l}$.

Les concentrations obtenues lors de cette étude, sont plus faibles d'un facteur de 6 à 8 pour les stations S1 et S2 par rapport à celles détectées dans la station "Oran 9" de la région Ouest et dans la station "Alger 7" dans la région Centre, respectivement (MPRH, 2010).

Nos résultats sont plus faibles aussi lorsqu'on les comparant avec ceux signalés par (Guendouzi, 2011) dans la région Centre (Baie d'Alger), et avec ceux cités par (Rouane-Hacene *et al.*, 2017) dans la région Ouest (Kristel, Oran). Concernant la région Est, nos valeurs sont plus élevées (facteur de 8) par rapport à des teneurs mesurées dans la même région : station "Skikda 3" (MPRH, 2010).

La concentration d'orthophosphates dans l'eau de mer du site d'implantation S2, varie mensuellement d'une façon significative ($p < 0,05$). Le maximum de PO_4^{3-} est mesuré en mois de mai avec une concentration de $0,692 \pm 0,055 \mu\text{mol/l}$. Par contre, la concentration la plus faible de ce sel nutritif est enregistrée durant le mois d'avril, avec une valeur minimale d'ordre de $0,093 \pm 0,008 \mu\text{mol/l}$ (Fig. 24).

La teneur moyenne de PO_4^{3-} dans l'eau de mer du site S2 et durant la période d'implantation est d'ordre de $0,364 \pm 0,221 \mu\text{mol/l}$ (Tab. 17 ; Fig. 24).

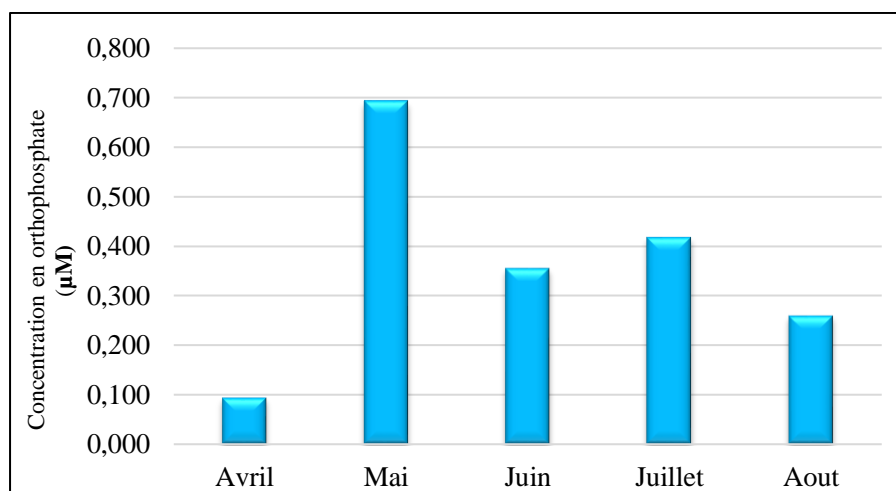


Figure 24 : Variation mensuelle d'orthophosphate dans l'eau de mer durant la période de l'implantation dans le site S2 (Kristel, Alger). Avec n=3.

IV.1.1.6.5 Silicium dissous (SiO₂)

La concentration en silicium dissous est plus élevée dans l'eau de mer de surface prélevée au site de Collo (S3), avec une valeur moyenne de $3,262 \pm 0,174 \mu\text{mol/l}$. Par contre, la concentration de ce sel est plus faible dans l'eau de mer analysée au niveau du site de Kristel (S1) avec une concentration de $0,201 \pm 0,013 \mu\text{mol/l}$ (Tab. 16).

Le silicium dissous mesuré dans notre étude (Kristel et Sercouf) est plus faible, avec un facteur de 5 et 11 fois moins, par rapport aux teneurs signalées dans la station "Oran 9" de la région Ouest et dans la station "Alger 7" de la région Centre, respectivement (MPRH, 2010).

Les concentrations du silicium dans la région Est sont plus élevées (facteur 3 fois plus) par rapport à celles mesurées dans la même région : station "Skikda 3" (MPRH, 2010).

Nos résultats au niveau de la région Ouest sont plus faibles par rapport à ceux signalés par (Rouane-Hacene *et al.*, 2017) dans la même région (Kristel, Oran). Pour la région Centre, même observation si l'on compare avec celle signalée par (Guendouzi, 2011) dans la Baie d'Alger.

La variation mensuelle des teneurs en silicium (SiO₂) n'est pas significative ($p > 0,05$). Dans le site S2 durant les 5 mois d'implantation, une concentration maximale d'ordre de $0,771 \pm 0,068 \mu\text{mol/l}$ a été enregistrée en mois de juillet (Fig. 25).

Par contre, la teneur la plus faible dans l'eau de mer est d'une valeur de $0,106 \pm 0,010 \mu\text{mol/l}$ de SiO₂. La concentration moyenne durant l'implantation est d'ordre de $0,376 \pm 0,284 \mu\text{mol/l}$ de SiO₂, dans l'eau de mer analysée au site S2 (Tab. 17).

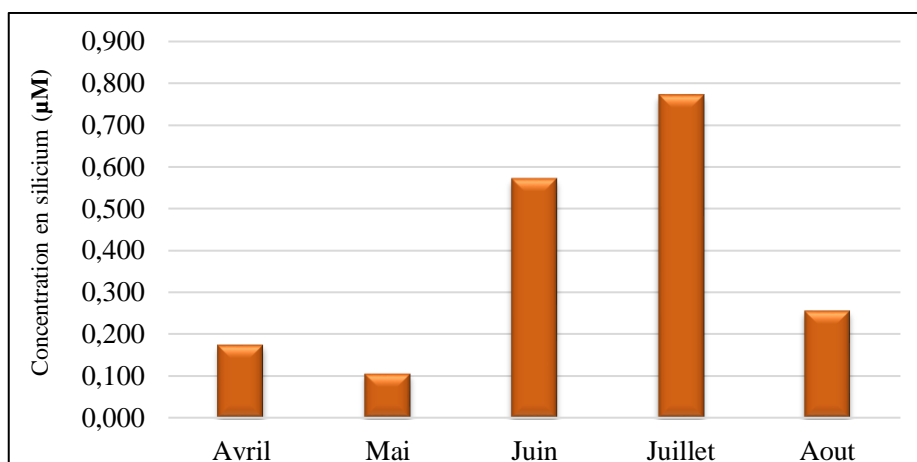


Figure 25 : Variation mensuelle du silicium dans l’eau de mer durant la période de l’implantation dans le site S2 (Kristel, Alger). Avec n=3.

A la lumière de ce qui précède, on a conclu que le site de "Collo, Skikda" (région Est) est le site le plus impacté par rapport au site S2 de "Sercouf, Alger" (région Centre) et S1 "Kristel, Oran" (région Ouest) avec un ordre décroissant (Fig. 26).

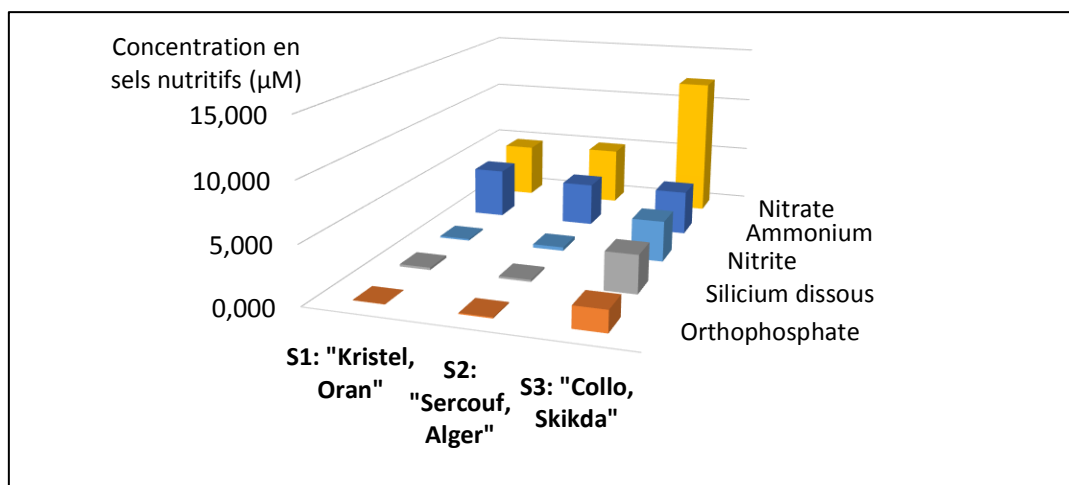


Figure 26 : Teneurs moyennes en Sels Nutritifs (µmol/l) au niveau des trois sites de prélèvement des moules (S1) Région Ouest : "Kristel, Oran" (S2) Région Centre : "Sercouf, Alger" et S3 Région Est : "Collo, Skikda". Avec n=3.

IV.1.2 Paramètres mesurés dans le sédiment des sites

IV.1.2.1 Teneur en eau et en matière organique

Les paramètres mesurés dans les sédiments sont énumérés dans le tableau 19.

Tableau 19 : Teneur en eau (%) et en matière organique (mg/g) dans les sédiments provenant des sites : (S1) Kristel, (S2) Sercouf et (S3) Collo ; Pendant le prélèvement (avril) et après l'implantation (août). Avec n=3.

Période	Avril, 2017			Août, 2017
Site	Kristel	Sercouf	Collo	Sercouf
Teneur en eau (%)	4,70 ± 0,10	0,19 ± 0,01	0,93 ± 0,33	2,33 ± 0,50
MOS (mg/g)	22,94 ± 0,14	4,44 ± 0,35	34,87 ± 5,94	5,28 ± 1,12

La matière organique sédimentaire *i.e.* la teneur en matière organique dans le sédiment "MOS" varie significativement d'une région à une autre ($p < 0,01$), les sédiments les plus chargés proviennent de la région Est (S3), avec une teneur d'ordre de 34,87±5,94 mg/g (Tab. 19). En revanche, les sédiments provenant de la région Centre (S2), contiennent la quantité la plus faible en matière organique par rapport aux autres sites, avec des concentrations de 4,44±0,35 mg/g pendant le prélèvement, et de 5,28±1,12 mg/g après la période d'implantation. La concentration en MOS dans la région Ouest (S1) est d'ordre de 22,94±0,14mg/g (Tab. 19).

IV.1.3 Paramètres biométriques et physiologique de la moule *M. galloprovincialis*

Le contrôle qualité (QC) dans les programmes de surveillance nécessite la vérification de la qualité des individus de la moule *M. galloprovincialis* inclus dans l'étude : à travers des mesures morphométriques (Longueur, Hauteur et Epaisseur de l'individu), et à travers des indices physiologiques (Indice de Condition).

IV.1.3.1 Paramètres morphométriques (Longueur, Hauteur, Epaisseur et Facteur de taille de la coquille)

Des mesures morphométriques de la coquille des moules *Mytilus galloprovincialis* sont pris en considération pendant le prélèvement et après l'implantation (3 mois d'implantation de mai jusqu'au juillet 2017) au niveau de la région Centre "S2 : Sercouf, Alger".

Les résultats sont présentés dans le tableau 20.

La variation inter-sites entre les paramètres biométriques (L, H et E), mesurés dans la moule *M. galloprovincialis* durant le prélèvement, est très significative ($p < 0,001$).

Tableau 20 : Paramètres morphométriques Longueur (L), Hauteur (H), Epaisseur (E) et Facteur de taille de la coquille "FTC", mesurés pour les moules prélevées dans les sites de Kristel, Sercouf, Collo et pour les moules implantées à Sercouf.

Site	Période	n	L (mm)	H (mm)	E (mm)	FTC (cm ³)
Kristel, Oran	Durant le prélèvement	160	67,20±6,54 (39,82-87,28)	35,13±3,25 (27,10-45,40)	23,44±3,50 (16,00-38,00)	56,32±15,84 (29,83-121,67)
	Après l'implantation	179	69,92±7,12 (52,43-88,32)	36,66±3,39 (28,88-54,24)	25,73±2,96 (17,57-33,90)	67,36±18,53 (28,33-148,15)
Sercouf, Alger	Durant le prélèvement	294	53,21±3,13 (40,49-65,73)	30,46±1,99 (23,25-43,77)	18,52±2,04 (14,03-32,58)	30,15±5,19 (17,20-56,17)
	Après l'implantation	230	64,06±4,28 (53,23-75,71)	33,22±2,38 (26,22-40,56)	21,51±1,73 (16,78-27,09)	46,18±8,46 (24,66-74,24)
Collo, Skikda	Durant le prélèvement	215	51,87±5,70 (19,89-80,78)	28,56±3,00 (20,31-43,59)	19,32±2,52 (13,80-29,43)	29,38±10,49 (10,23-100,16)
	Après l'implantation	128	63,22±6,23 (49,71-86,02)	33,73±3,00 (26,29-41,95)	24,19±3,01 (16,73-36,38)	52,49±15,88 (22,30-131,28)

On observe que les individus de *M. galloprovincialis* prélevés au niveau du site S1 "Kristel, Oran" ont la longueur (L), la hauteur (H) et l'épaisseur (E) les plus élevées avec 67,20±3,23 mm ; 35,13±1,63 mm et 23,44±1,75 mm, respectivement. Suivi, par ordre décroissant ($p < 0,001$), par ceux provenant du site S2 "Sercouf, Alger" et du site S3 "Collo, Skikda" concernant la longueur et la hauteur (Tab. 20 ; Fig. 27). Pour l'épaisseur de la coquille, les moules provenant du site S3 ont une épaisseur plus élevée par rapport aux moules prévenant du site S2 ($p < 0,001$).

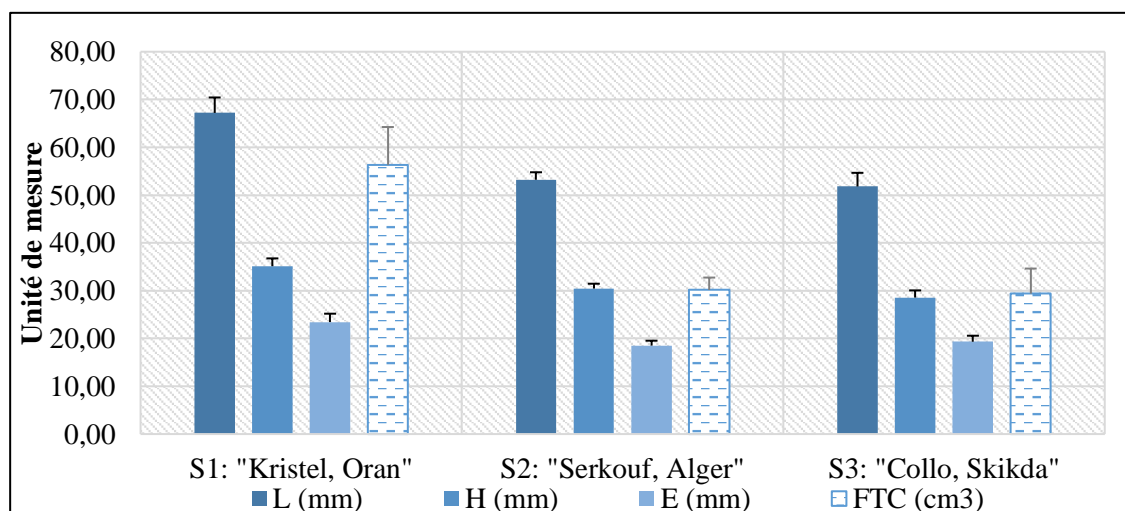


Figure 27 : Paramètres morphométriques : longueur (L), hauteur (H), épaisseur (E) en mm et facteur de taille de la coquille (FTC) de la moule *M. galloprovincialis* mesurées dans les sites de Kristel, Sercouf, Collo. (Avril, 2017)

Pour S1 : n=160, S2 : n=294 et S3 : n=215

Selon le facteur de taille de la coquille (Tab. 20 ; Fig. 27), les moules du site S1 sont les plus grosses avec $56,32 \pm 15,84 \text{ cm}^3$ par rapport aux autres moules d'origine du site S2 et S3 avec $30,15 \pm 5,19 \text{ cm}^3$ et $29,38 \pm 10,49 \text{ cm}^3$, respectivement.

La taille de population (n) et les valeurs des paramètres de l'équation de corrélation (équation puissance), entre L, H et E de la coquille des moules sont énumérées dans le tableau 21.

La lecture des courbes puissances (Tab. 21), entre la longueur (L) et la hauteur (H) de la coquille, dans les différents sites, nous donne un degré de liaison de 37 % pour *M. galloprovincialis* prélevées au site de (S1) ; 14 % pour les individus prélevés au site de (S2) et 34 % pour les individus prélevés au site de (S3).

Tableau 21: Les valeurs des paramètres de l'équation de corrélation (équation puissance) de la morphométrie de *M. galloprovincialis* dans les sites de Kristel, Sercouf, Collo. (Avril, 2017).
n : nombre d'individus, L : longueur, H : hauteur, E : R^2 : Coefficient de corrélation, a et b : paramètres d'équation.

Site	n	Paramètre morphométrique	R^2	a	b
S1 Région Ouest "Kristel, Oran"	160	L-H	0,37	3,40	0,56
		L-E	0,20	1,71	0,62
		H-E	0,23	1,73	0,73
S2 Région Centre "Sercouf, Alger"	294	L-H	0,14	5,84	0,42
		L-E	0,17	1,05	0,72
		H-E	0,01	10,76	0,16
S3 Région Est "Collo, Skikda"	215	L-H	0,34	3,77	0,51
		L-E	0,37	1,38	0,67
		H-E	0,21	2,81	0,57

Pour le couple longueur-épaisseur (L-E), le degré de corrélation est d'ordre de 20 % ; 17 % et 37 % pour les moules prélevées au site S1, S2 et S3, respectivement.

Concernant le couple de paramètre morphométrique (E-H), la corrélation est d'ordre de 23 % ; 1 % et 21 % pour les moules prélevées au site S1, S2 et S3 respectivement (Tab. 21). Selon les résultats obtenus, on observe une faible corrélation (< 50 %) entre chaque couple de paramètre morphométrique (L-H), (L-E) et (H-E), quel que soit le site de prélèvement.

La corrélation entre (L-H) est plus élevée dans le site S1 "région Ouest" par rapport aux autres couples (H-E) et (L-E), avec un ordre décroissant. Concernant le site S2 "région Centre" et le site S3 "région Est" (Tab. 21), la corrélation la plus élevée est observée entre le couple (L-E), puis entre le couple (L-H), et finalement entre le couple (H-E).

La croissance entre chaque couple de paramètre étudié (L/H), (L/E) et (H/E) est minorante ($b < 1$) pour l'ensemble des sites (Tab. 21).

L'implantation des individus de *M. galloprovincialis* provenant des trois sites : (S1) "Kristel, Oran" dans la région Ouest, (S2) "Sercouf, Alger" dans la région centre et (S3) "Collo, Skikda" dans la région Est, a été réalisée au niveau d'un site tampon "S2". Afin de négliger l'effet trophique et l'effet physicochimique du milieu sur la bioaccumulation des métaux traces. De plus, la période d'implantation s'est effectuée pendant la phase du repos sexuel où le métabolisme des individus est plus stable (Andral, 2002). La transplantation des individus de *M. galloprovincialis* débute d'avril et se termine vers la fin d'août.

La variation entre les paramètres morphométriques (L, H et E), mesurés chez *M. galloprovincialis* après la période d'implantation, est significative ($p < 0,01$). A travers le test *Post hoc* (Duncan, ANOVA), la variation de chaque paramètre (L, H et E) entre les individus de différente origine (S1, S2 et S3), est hautement significative ($p < 0,001$) ; à l'exception de la variation du (L) et (H) entre les individus d'origine de (S2) et (S3), qui ont une variation non significative ($p > 0,05$).

Selon le facteur de taille de la coquille (FTC), les moules d'origine du site S1 restent les plus grosses durant l'implantation ($67,36 \pm 18,53 \text{ cm}^3$), si l'on compare avec celles provenant du S3 et S2 avec $52,49 \pm 15,88$ et $46,18 \pm 8,46 \text{ cm}^3$, respectivement. De plus, le facteur de taille de la coquille est plus élevé après l'implantation par rapport aux valeurs initiales, chez les moules de différentes régions (Est, Centre et Ouest). Les individus utilisés dans notre surveillance sont plus gros par rapport à celles utilisées par Soto *et al.*, (2000) à Menakoz (Bizkaia, Espagne), et par Rouane-Hacene *et al.*, (2015) à Kristel, (Oran, Algérie) dans le biomonitoring.

Après l'implantation, les moules originaires du site S1 ont la longueur de la coquille la plus élevée ($69,92 \pm 7,12 \text{ mm}$) par rapport aux individus provenant du site S2 ($64,06 \pm 4,28 \text{ mm}$) et du site S3 ($63,22 \pm 6,23 \text{ mm}$).

Concernant la hauteur et l'épaisseur de la coquille, on observe un même ordre décroissant de ces paramètres morphométriques, d'où les valeurs maximales sont enregistrées au niveau des individus d'origine du site S1, puis au niveau des individus d'origine du site S3 et finalement au niveau des individus d'origine du site S2 (Tab. 20 ; Fig. 28).

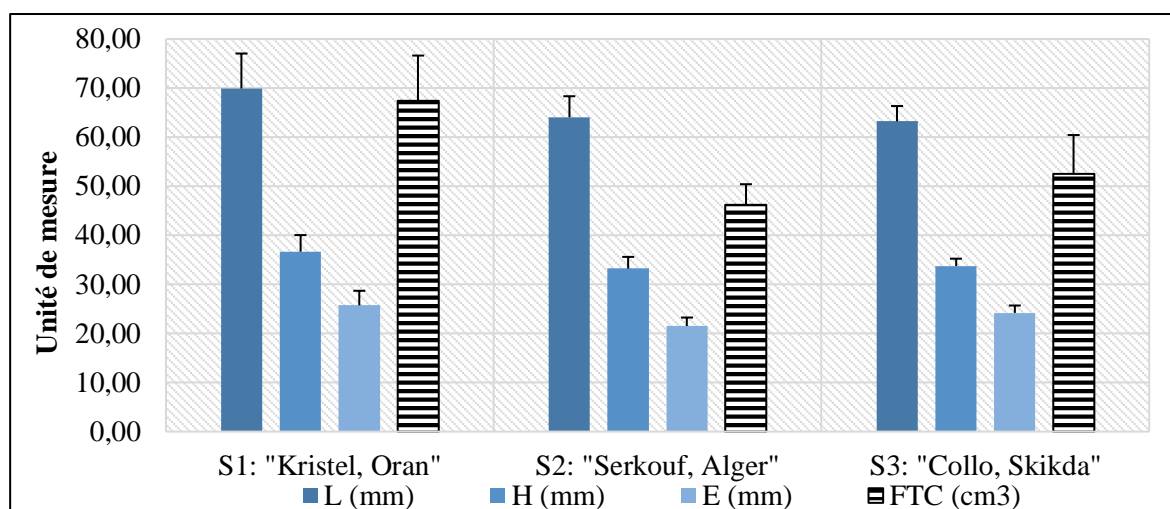


Figure 28 : Paramètres morphométriques : longueur (L), hauteur (H), épaisseur (E) en mm et (FTC) facteur de taille de la coquille de moule *M. galloprovincialis* mesurées dans le site d’implantation "Serkouf" (Aout, 2017). Pour S1 : n=160, S2 : n=294 et S3 : n=215

La taille de population (n) et les valeurs des paramètres de l’équation de corrélation (équation puissance), entre (L/H), (L/E) et (H/E) de la coquille des moules sont énumérées dans le tableau 22.

Tableau 22 : Les valeurs des paramètres de l’équation de corrélation (équation puissance) de la morphométrie de *M. galloprovincialis* dans le site d’implantation "Serkouf" (Aout, 2017). n : nombre d’individus, L : longueur, H : hauteur, E : R² : Coefficient de corrélation, a et b : paramètres d’équation.

Origine des individus	n	Paramètre morphométrique	R ²	a	b
S1 Région Ouest "Kristel, Oran"	179	L-H	0,56	2,24	0,66
		L-E	0,49	0,93	0,78
		H-E	0,34	1,75	0,74
S2 Région Centre "Serkouf, Alger"	230	L-H	0,38	2,15	0,66
		L-E	0,44	0,77	0,80
		H-E	0,22	3,41	0,52
S3 Région Est "Collo, Skikda"	128	L-H	0,60	1,77	0,71
		L-E	0,34	1,51	0,78
		H-E	0,49	0,66	0,87

La lecture des courbes puissances (Tab.22), entre la longueur (L) et la hauteur (H) de la coquille en mm, dans les différents sites, donne un degré de liaison de 56 % au site (S1) ; 38 % au site (S2) et 60 % au site (S3). Pour le couple (L-E), le degré de corrélation est d’ordre de 49 %, 44 % et 34 % concernant les moules originaires des sites S1, S2 et S3, respectivement. Concernant le couple de paramètre morphométrique (E-H), la corrélation est d’ordre de 34 %, 22 % et 49 % au niveau de site S1, S2 et S3, respectivement.

La croissance entre chaque couple de paramètre étudié (L-H) ; (L-E) et (H-E) est minorante ($b < 1$), cela pour l'ensemble des individus des différents sites originaux (Tab. 22). La pente (b) est plus élevée chez les individus implantés, pour l'ensemble des couples de paramètre morphométriques, par rapport aux individus traités durant le prélèvement. Ce qui peut être expliqué par l'accélération de croissance durant la période de repos sexuel.

IV.1.3.2 Indice physiologique : indice de condition IC

L'analyse de la distribution de l'indice de condition (rapport du poids sec de la chair sur le poids sec de coquille), nous a montré que la variation de cet indice en fonction des sites est hautement significative ($p < 0,001$) à travers le test F (ANOVA).

Au moment du prélèvement, on observe que la valeur maximale de l'indice de condition (IC) est calculée chez les individus ($n = 160$) prélevés au niveau du site S1 ($0,0997 \pm 0,0134$), puis chez les individus ($n = 294$) prélevés au niveau du site S2 ($0,0764 \pm 0,0070$), et finalement chez les individus ($n = 215$) prélevés au niveau du site S3 ($0,0715 \pm 0,0045$) (Fig. 29). A travers cette variation géographique de l'IC, on peut estimer que le site S1 a une valeur nutritionnelle plus importante par rapport aux autres sites S2 et S3. Effectivement, le site S1 a des teneurs en MES les plus élevées avec une abondance relative de MOP de 34,29 % par rapport aux autres sites.

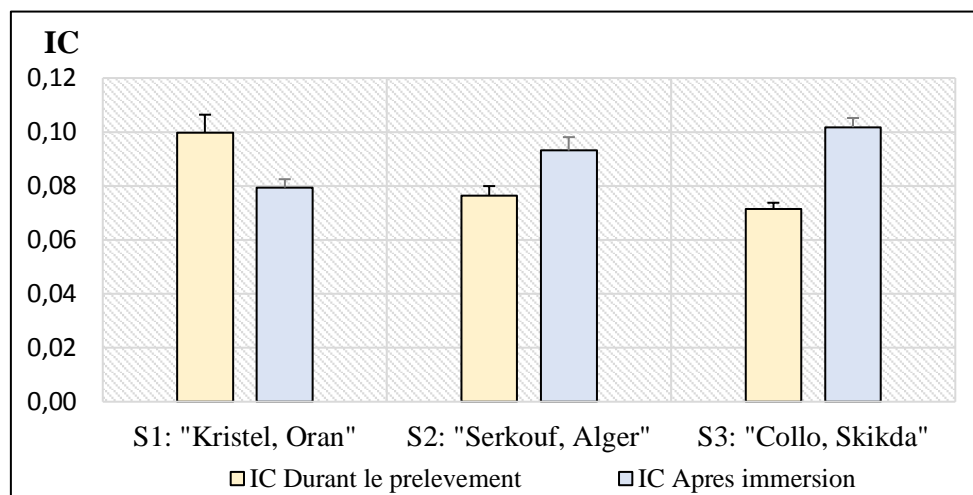


Figure 29 : Variation de l'indice de condition chez la moule *M. galloprovincialis* prélevées à Kristel, Serkouf et Collo (avril, 2017) Pour S1 : $n=160$, S2 : $n=294$ et S3 : $n=215$; et après l'implantation à Serkouf (août, 2017), Pour S1 : $n=179$, S2 : $n=230$ et S3 : $n=128$

Après la période d'implantation (Fig. 29), on enregistre la valeur maximale l'indice de condition (IC) chez les individus ($n = 128$) d'origine du site S3 ($0,1018 \pm 0,0068$), puis chez les

individus ($n = 230$) d'origine du site S2 ($0,0931 \pm 0,0100$) et finalement chez les individus ($n = 179$) d'origine du site S1 ($0,0794 \pm 0,0062$). Le maximum de l'IC est accompagné par un maximum de MES avec une abondance relative en MOP de 34,29 %, dans les eaux de site de Kristel.

Cet inversement, pendant l'implantation (période de repos sexuelle), est peut-être due au fait de l'implantation des individus prévenant du site plus riche en nutriments vers un site moins riche qui diminue le processus de croissance (le cas des individus provenant du S1), ou bien le cas contraire : l'implantation des individus provenant du site pauvre et/ou pollué par rapport au site d'implantation, qui accélère le processus de croissance (le cas des individus provenant du site S3). Donc les moules indigènes du site de Sercouf qui proviennent du site de Collo, s'adaptent mieux sur le site d'implantation, par rapport aux moules d'originaires du site de Kristel.

Les valeurs de l'IC calculés dans la région Est et dans la région Centre, sont faibles par rapport à l'indice de condition calculé par Benedicto *et al.* (2011) dans les mêmes régions. Par contre, cet indice est légèrement élevé dans la région Ouest par rapport à celle signalé dans la même région (Benedicto *et al.*, 2011).

IV.1.3.3 Paramètres biochimique (Lipides, Glucides et Protéines)

Les moules provenant du site de Kristel, Oran "S1" sont riches en protéines (23,56 %) par rapport à ceux provenant du site de Sercouf, Alger "S2" et du site de Collo, Skikda "S3", avec une teneur de 20,56 % et 18,56 % respectivement (Fig. 30). En revanche, les moules d'origine du site S3, son contenu est riche en glucides (58,92 %) et en lipides (19,52 %) par rapport à ceux provenant du site S1 avec 55,54 % de glucide et 16,63 % de lipides ; et par rapport à ceux provenant du site S2 avec 38,59 % de glucides et 4,67 % de lipides.

Après l'implantation dans le site tampon "S2", les moules indigènes (d'origine du même site d'implantation S2), ont une forte teneur en glucides (52,89 %) par rapport à ceux d'origine du site S1 et S3, qui ont des teneurs proches en glucides 36,33 % et 37,63 % respectivement (Fig. 30). La teneur en lipides la plus élevée (18,94 %) est observée chez les individus d'origine du site S1, par rapport aux individus indigènes S2 (2,71 %) et originaire du site S3 (15,09 %).

Concernant les protéines, la forte teneur mesurée après l'implantation est observée chez les individus d'origine du site S3 (36 %), et qu'elle est proche à celle mesurée chez les individus

d'origine du site S1. La faible teneur en protéines est détectée chez les individus indigènes (S2) avec une teneur de 21,44 % (Fig. 30).

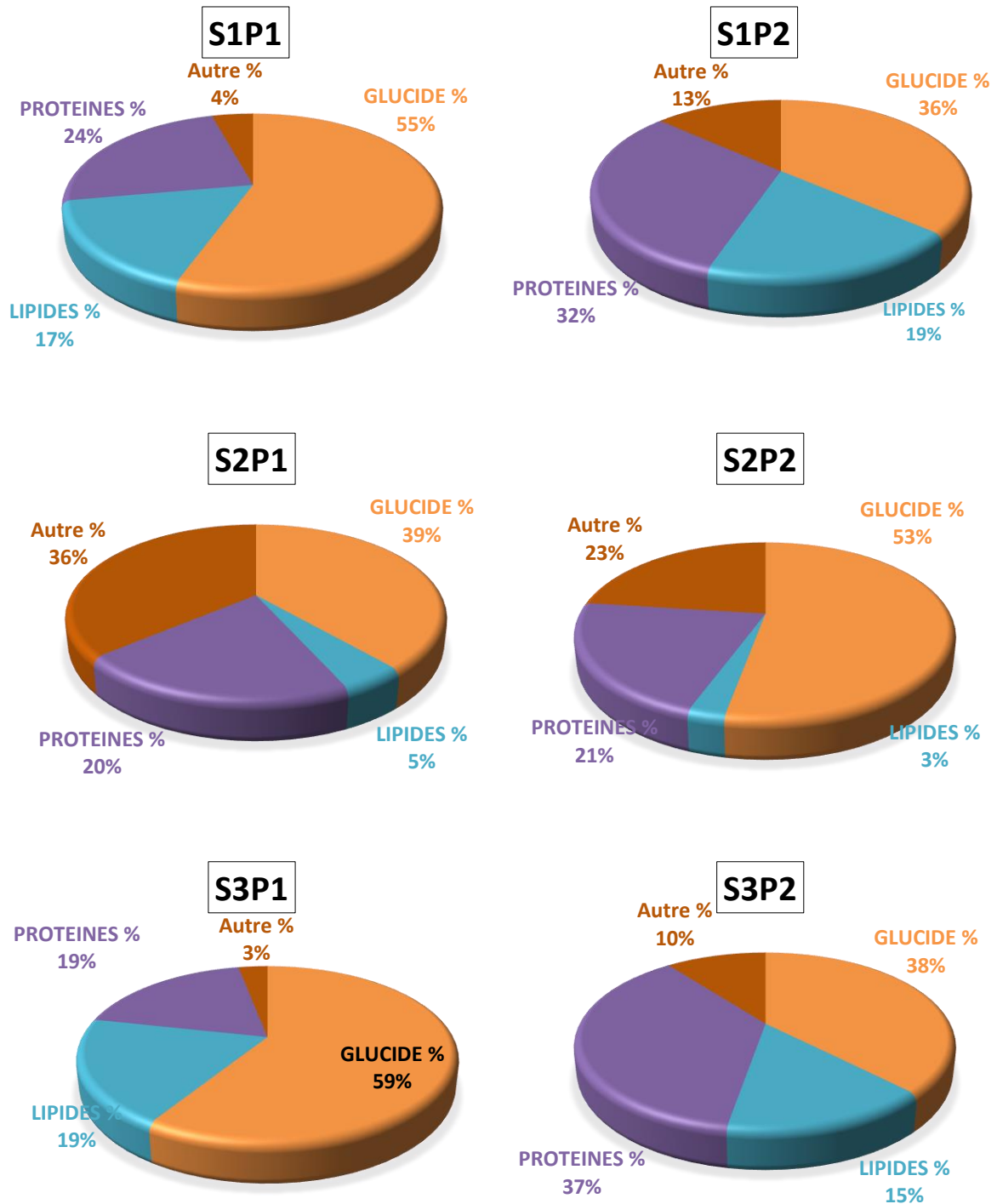


Figure 30 : Teneur en lipides, glucides et protéines chez *M. galloprovincialis* prélevées à : (S1) Kristel ;(S2) Sercouf et (S3) Collo ; (P1) pendant le prélèvement et (P2) après l'implantation. Avec n=3.

Les moules provenant du site S1 ont un contenu est riches en glucides (55 %) par rapport aux protéines (24 %) et lipides (17 %). Après l'implantation, les individus d'origine du site S1, ont un contenu en glucides qui a diminué (36 %). Par contre, le contenu en protéines et lipides est élevé avec une teneur de 31 % et 19 %, respectivement (Fig. 30).

Les moules prélevées dans le site S2 ont contenu riches en glucide (39 %) par rapport aux protéines (21 %) et aux lipides (5 %). Après la période d'implantation, on observe une augmentation en glucide (53 %), une stabilité des teneurs de protéine 21 %, et une diminution de son contenu en lipides (3 %). (Fig. 30). Les moules d'origine du site de Collo, sont riches en glucides (59 %) par rapport à leurs contenus en lipide (19 %) et en protéine (18 %). Après la période d'implantation, une augmentation de 37 % en protéine est enregistrée. Une diminution du contenu en lipides (15 %) et glucides (38 %) est observé (Fig. 30).

En conclusion, le glucide est le composant biochimique le plus abondant chez les moules étudiées, il représente entre 40 et 60 % de la composition totale, les teneurs les plus enlevées sont enregistrées chez les moules prélevées à Kristel et à Collo. L'ensemble des teneurs mesurées dans notre étude sont fortement élevées par rapport à celles citées dans la littérature (Newcombe, 1944; Irisarri *et al.*, 2015; Azpeitia *et al.*, 2016; Cherifi *et al.*, 2018). Les protéines prendront la deuxième position concernant l'abondance dans la chaire, avec une variation allant de 20 à 40 % de la composition totale. Les moules analysées sont très riches en protéines par rapport aux travaux publiés (Newcombe, 1944; Bourre, 2005; Bongiorno *et al.*, 2015; Irisarri *et al.*, 2015; Azpeitia *et al.*, 2016; Cherifi *et al.*, 2018). Les lipides varient dans une fourchette étroite [15-20] % chez les moules provenant de la région Est et de la région Ouest ; ces teneurs sont proches de celles signalées par Irisarri *et al.* (2015). Concernant les moules indigènes (d'origine du site S2), la teneur en lipide ne dépasse pas les 5 % pendant le prélèvement et après l'implantation. Cette teneur est proche de celle signalée dans la bibliographie (Newcombe, 1944; Sirot *et al.*, 2008; Bongiorno *et al.*, 2015; Azpeitia *et al.*, 2016; Cherifi *et al.*, 2018). Aucune corrélation est observée entre le contenu biochimique de la moule (*i.e.* teneur en glucide, lipide et protéine) avec l'indice de condition ($r^2 < 0,25$).

IV.1.4 Les métaux traces dans le biotope de *M. galloprovincialis*

Notre problématique est basée sur la mesure des teneurs en métaux traces dans la chaire de la moule *M. galloprovincialis* prélevée dans les sites d'Oran, d'Alger et de Skikda, et dans les moules implantées dans le site tampon de Sercouf à Alger.

Des mesures concernant la contamination métallique dans les différents compartiments du biotope (sédiment, colonne d'eau où se trouvent la matière en suspension et la chair de la moule) sont prises en compte durant chaque prélèvement. Un suivi mensuel de variation de ces métaux trace dans la matière en suspension a été réalisé.

IV.1.4.1 Les métaux traces dans les sédiments où vit *M. galloprovincialis*

Afin de vérifier l'Assurance Qualité (AQ) analytique de la méthode de dosage des métaux trace, on a utilisé deux échantillons de référence.

Les résultats obtenus sur le matériel de référence "sédiment marin" « AIEA-433 » et « AIEA-MEL-2018-01-ILC » inclus dans les séries analytiques des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans la matrice sédiment et la matrice MES, sont indiqués dans le tableau 23.

Concernant le Pb et le Cd, des corrections sont apportées sur les valeurs mesurées dans les échantillons analysés dans notre étude "sédiments et MES" (indiqués en gras dans le tableau 23). Pour les autres métaux, on considère la valeur de référence qui a la valeur de l'écart (%) la plus faible.

Tableau 23: Valeur certifiée (Val. Cert.) et valeur mesurée (Val. Mes.) des métaux traces dans les échantillons de référence (AIEA-433) et (AIEA-MEL-2018-01-ILC). Avec $n=3$.

Métal	IAEA-433			AIEA-MEL-2018-01-ILC		
	Val. Cert. \pm s.d.	Val. Mes. \pm s.d.	Ecart (%)	Val. Cert. \pm s.d.	Val. Mes. \pm s.d.	Ecart (%)
Pb ($\mu\text{g/g}$)	26,00 \pm 2,70	33,32 \pm 3,30	28,15	29,9	21,23 \pm 4,34	28,99
Cd ($\mu\text{g/g}$)	0,15 \pm 0,03	0,19 \pm 0,05	26,66	0,066	0,13 \pm 0,03	96,96
Cr ($\mu\text{g/g}$)	136,00 \pm 10,00	128,75 \pm 10,68	05,33	65,8	56,64 \pm 4,47	13,92
Ni ($\mu\text{g/g}$)	39,40 \pm 3,10	37,17 \pm 2,58	05,66	28,5	26,48 \pm 1,71	07,09
Co ($\mu\text{g/g}$)	12,90 \pm 1,20	12,85 \pm 0,97	00,39	12,4	14,25 \pm 0,98	14,92
Cu ($\mu\text{g/g}$)	30,80 \pm 2,60	40,51 \pm 2,40	31,53	27,5	27,13 \pm 1,57	01,35
Zn ($\mu\text{g/g}$)	101,00 \pm 8,00	104,81 \pm 2,56	03,77	100	94,43 \pm 6,59	05,57
Mn ($\mu\text{g/g}$)	316,00 \pm 16,00	276,78 \pm 23,93	12,41	539	533,37 \pm 42,12	01,04
Fe (mg/g)	40,80 \pm 1,90	36,63 \pm 0,38	10,22	34,2	36,91 \pm 3,13	07,92

Les teneurs en métaux traces mesurées dans les sédiments à Kristel "Oran", Sercouf "Alger" et Collo "Skikda" sont énumérées dans le Tableau 24. Le deuxième prélèvement au niveau du site S2 représente le prélèvement des sédiments après la période d'implantation.

Tableau 24 : Teneur des métaux traces dans les sédiments provenant des trois sites d'étude. Avec n=3.

Métal ($\mu\text{g/g}$)	Sites			
	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)		Collo (Skikda)
		P1 (avril)	P2 (août)	
Plomb	1,67±0,50	0,86±0,32	3,96±1,10	1,89±0,52
Cadmium	0,11±0,02	0,05±0,02	0,08±0,02	0,35±0,05
Chrome	25,39±3,67	29,12±5,37	32,46±3,32	33,82±2,28
Nickel	2,67±0,92	0,32±0,11	0,17±0,07	5,12±0,83
Cobalt	0,84±0,07	0,77±0,06	1,91±0,41	1,71±0,72
Cuivre	1,79±0,80	3,38±0,36	0,81±0,07	9,20±0,18
Zinc	189,65±11,00	163,89±12,70	205,13±11,16	154,13±9,78
Manganèse	138,66±24,02	98,95±14,16	179,81±24,61	75,38±15,38
Fer (mg/g)	8,37±1,50	5,45±1,43	9,43±0,65	11,77±1,15

La variation géographique en teneur des métaux traces analysés (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn, et Fe) dans le sédiment, à travers le test (F, ANOVA) est non significative ($p > 0,05$).

IV.1.4.1.1 Le plomb

Durant le prélèvement, les teneurs du plomb mesurées dans les trois sites montrent une valeur maximale qui est d'ordre de $1,89\pm 0,52 \mu\text{g/g}$ ($p > 0,05$) dans les sédiments du site S3 (Collo, Skikda), par contre dans les sédiments du site S2 (Sercouf, Alger), la teneur du plomb est minimale, elle ne dépasse pas $0,86\pm 0,32 \mu\text{g/g}$ (Tab. 24 ; Fig. 31).

Ces concentrations sont aux alentours d'une valeur moyenne de $1,48\pm 0,54 \mu\text{g/g}$ du Pb durant le prélèvement des moules.

Après l'implantation, une augmentation significative (facteur de 4) est observée dans la teneur en Pb dans les sédiments provenant du site S2 (Site d'implantation).

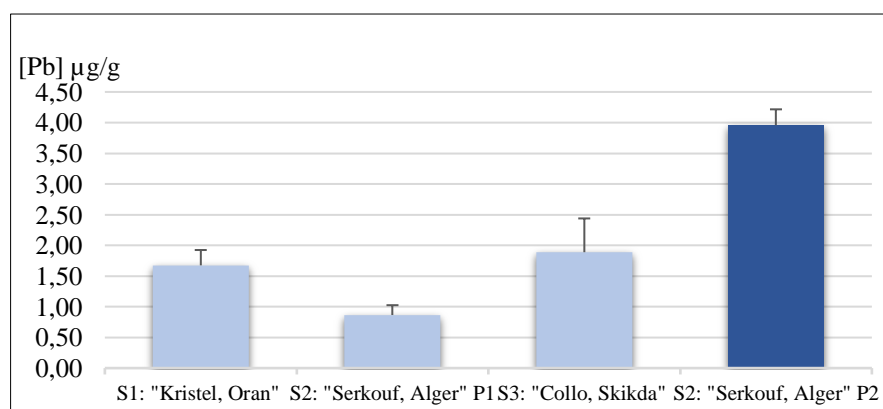


Figure 31 : Variation en Pb dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : août, 2017). Avec n=3.

Toutes les concentrations du Pb mesurées sont inférieures à 25,00 $\mu\text{g/g}$ qui représente le bruit de fond géochimique du Pb selon le (RNO, 2005), elles sont aussi inférieures à 40,00 $\mu\text{g/g}$ "Guidelines de l'US EPA concernant la qualité de sédiment marin" (Kalantzi *et al.*, 2013), donc on conclut que les sédiments des trois zones étudiées sont dépourvus d'une contamination causée par le plomb.

La disponibilité du plomb dans les sédiments dans notre étude, est faible par rapport à celle signalées par (Benamar *et al.*, 1999; Alomary et Belhadj, 2007; Soualili *et al.*, 2008; Kouidri *et al.*, 2016; Guendouzi *et al.*, 2018) dans les sédiments du bassin algérien.

IV.1.4.1.2 Le cadmium

Le cadmium détecté dans les sédiments est plus élevé à Collo (0,35 \pm 0,05 $\mu\text{g/g}$ P.S.), par rapport aux autres sites ($p > 0,05$) : Kristel (0,11 \pm 0,02 $\mu\text{g/g}$ P.S.) et Sercouf (0,05 \pm 0,02 $\mu\text{g/g}$ P.S.). Une légère augmentation de ce métal (0,08 \pm 0,02 $\mu\text{g/g}$ P.S.) est observée après la période d'implantation au niveau du site de Sercouf (Tab. 24 ; Fig. 32). En moyenne, le Cd dans notre étude est au voisinage de 0,17 \pm 0,16 $\mu\text{g/g}$ P.S.

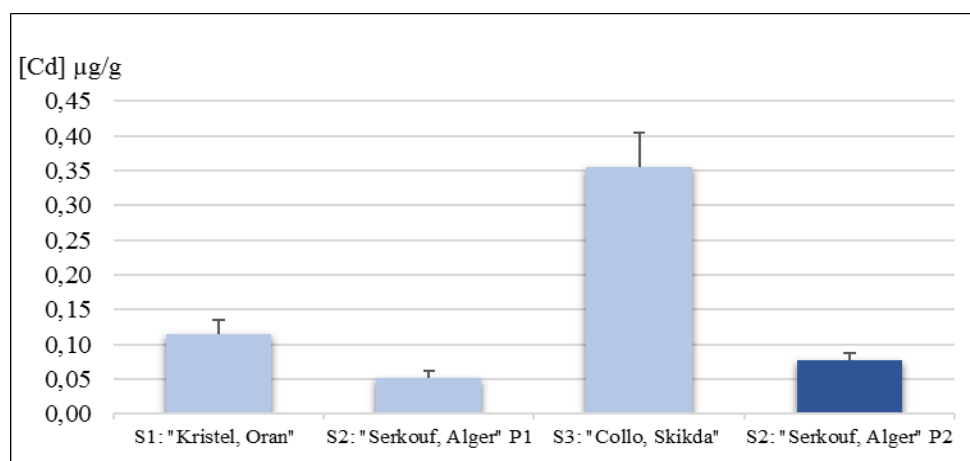


Figure 32 : Variation en Cd dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.

À l'exception du site de Collo, la teneur du Cd dans le sédiment des autres sites est faible par rapport au bruit de fond géochimique du Cd (0,20 $\mu\text{g/g}$ P.S.) signalé par le RNO (2005). En revanche, dans le site de Collo, la concentration du Cd est presque le double du bruit de fond géochimique du Cd signalé par le RNO (2005).

Les concentrations en Cd sont considérées normales ($< 6 \mu\text{g/g P.S.}$) selon les Guidelines de l'US EPA sur la qualité du sédiment marin (Kalantzi *et al.*, 2013).

Nos résultats sont proches à ceux signalés par (Alomary et Belhadj, 2007; Soualili *et al.*, 2008) dans la région Centre du littoral algérien. Inversement, des teneurs en Cd signalées par Kouidri *et al.* (2016), dans les sédiments de la région Ouest (Ain Temouchent), sont plus élevées (facteur de 4 au minimum) par rapport à nos résultats.

IV.1.4.1.3 Le chrome

La concentration du Cr est en alentour de $24,44 \pm 4,22 \mu\text{g/g P.S.}$ dans les sédiments provenant des trois sites ($p > 0,05$).

La teneur la plus élevée ($33,82 \pm 2,28 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée dans le site de Collo, par rapport au site de Sercouf et Kristel, avec $29,12 \pm 5,37 \mu\text{g/g P.S.}$ et $25,39 \pm 3,67 \mu\text{g/g P.S.}$ respectivement. On observe une légère augmentation de la teneur en Cr ($32,46 \pm 3,32 \mu\text{g/g P.S.}$) dans les sédiments du site de Sercouf après la période de l'implantation (Tab. 24 ; Fig. 33).

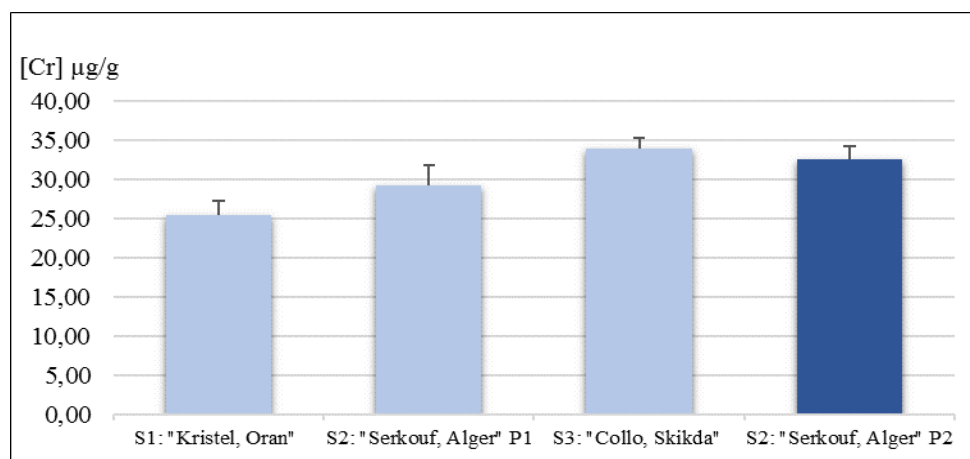


Figure 33 : Variation en Cr dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec $n=3$.

Les concentrations du Cr dans les sédiments dans le bassin algérien durant notre suivi, sont faibles de 50 % par rapport au bruit de fond géochimique du Cr signalé par le RNO (2005). Selon les Guidelines sur la qualité du sédiment marin (US EPA) In Kalantzi *et al.* (2013), les sédiments analysés sont modérément contaminés par le Cr ($25 < C < 75 \mu\text{g/g P.S.}$).

Nos résultats sont élevés par rapport à ceux signalés par (Benamar *et al.*, 1999; Alomary et Belhadj, 2007) dans le littoral du bassin centre algérien.

IV.1.4.1.4 Le nickel

La concentration du Ni dans les sédiments varie dans une grande fourchette ($p > 0,05$), de $0,32 \pm 0,11 \mu\text{g/g P.S.}$ à Sercouf jusqu'à $5,12 \pm 0,83 \mu\text{g/g P.S.}$ à Kristel (Tab. 23 ; Fig. 34). Une diminution du Ni ($0,17 \pm 0,07 \mu\text{g/g P.S.}$) a été détectée dans les sédiments après la période d'implantation (Sercouf).

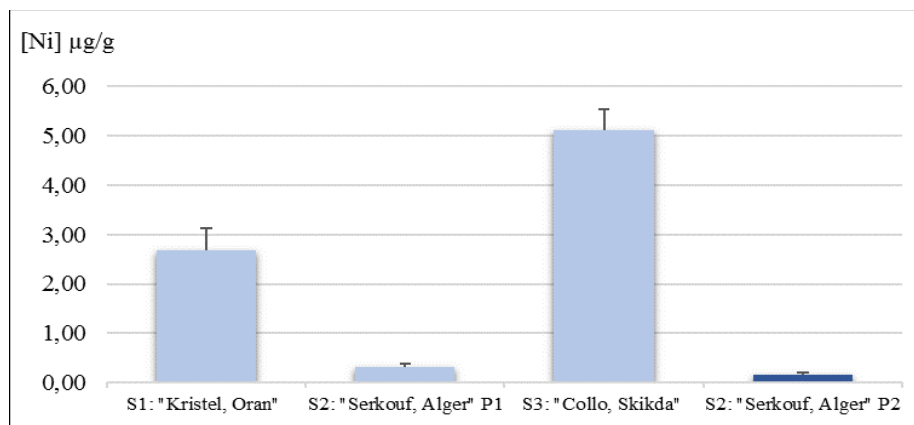


Figure 34 : Variation en Ni dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec $n=3$.

Les teneurs en Ni dans les sédiments sont très faibles par rapport au bruit de fond géochimique du Ni ($28,90 \mu\text{g/g P.S.}$), qui a été signalé par le RNO (2005).

Nos résultats sont faibles par rapport à ceux signalés par Alomary et Belhadj (2007) dans le littoral algérois et par Cossa *et al.* (2014) dans le Golf de Lion (France).

IV.1.4.1.5 Le cobalt

Le cobalt est plus disponible ($1,71 \pm 0,72 \mu\text{g/g P.S.}$) dans le site de Collo ($p > 0,05$), par rapport aux sites de Kristel ($0,84 \pm 0,07 \mu\text{g/g P.S.}$) et de Sercouf ($0,77 \pm 0,06 \mu\text{g/g P.S.}$).

Le Co dans les sédiments est disponible aux alentours d'une concentration moyenne de $1,11 \pm 0,52 \mu\text{g/g P.S.}$ Une augmentation de sa concentration (Facteur de 2) a été observée dans le site de Sercouf après la période d'implantation des moules (Tab. 24 ; Fig. 35).

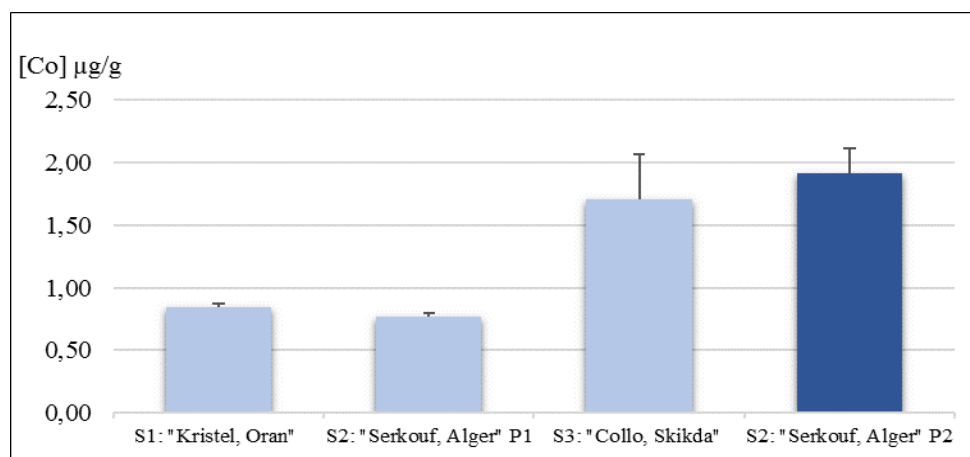


Figure 35 : Variation en Ni dans les sédiments prélevés à Kristel, Serkouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Serkouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.

Le cobalt ne figure pas dans les programmes de surveillance de RNO (France). Rubio *et al.* (2000) calculent le bruit de fond géochimique du Co (12 µg/g), nos résultats sont plus faibles (facteur de 6) par rapport à la valeur moyenne du bruit de fond géochimique cité par Rubio.

Nos résultats sont faibles par rapport à ceux trouvés par Rubio *et al.* (2000) dans les côtes atlantique de l'Espagne et par Cossa *et al.* (2014) dans le Golf de Lion (France).

IV.1.4.1.6 Le cuivre

La teneur en Cu dans le sédiment du site de Collo ($9,20 \pm 0,18$ µg/g P.S.) est plus élevée (facteur de 3) par rapport au sédiment provenant du site de Serkouf avec $3,38 \pm 0,36$ µg/g P.S. ($p > 0,05$), et plus élevée aussi (facteur de 9) par rapport au sédiment provenant du site de Kristel avec $1,79 \pm 0,80$ µg/g P.S. (Tab. 24 ; Fig. 36). Une diminution de concentration en Cu (facteur de 4) est observée après la période d'implantation dans le site de Serkouf.

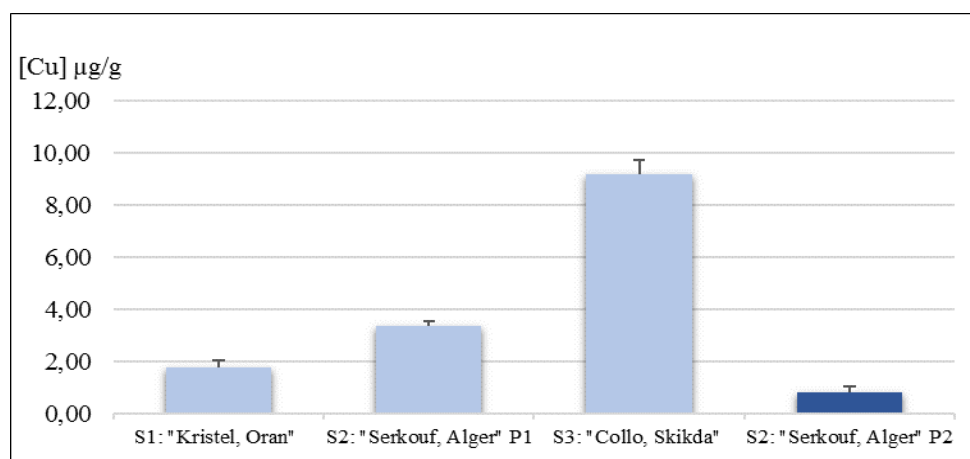


Figure 36 : Variation en Cu dans les sédiments prélevés à Kristel, Serkouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Serkouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.

La teneur en Cu dans le sédiment des trois sites est faible, par rapport au bruit de fond géochimique du Cu ($13,80 \mu\text{g/g P.S.}$) signalé par le RNO (2005). Les sédiments analysés dans notre étude ne sont pas contaminés par le Cu ($< 25 \mu\text{g/g}$) selon les Guidelines de l'US EPA concernant la qualité du sédiment marin (Kalantzi *et al.*, 2013).

La concentration du Cu dans notre étude est faible par rapport à ce qui a été signalé par Benamar *et al.* (1999) dans la baie d'Alger et Sercouf (Algérie) ; elle est aussi inférieure par rapport à la concentration du Cu mesurée par : Kouidri *et al.* (2016) dans les sédiments d'Ain Temouchent (Algérie) ; Guendouzi *et al.* (2018) dans les sédiments de Willis (Mostaganem, Algérie) ; et (Buccolieri *et al.*, 2006; Cossa *et al.*, 2014) dans le bassin Nord-Ouest Méditerranéen.

En revanche, nos résultats sont proches avec ceux trouvés par (Alomary et Belhadj, 2007; Soualili *et al.*, 2008; Guendouzi *et al.*, 2018) dans les sédiments de la région centre du littoral algérien.

IV.1.4.1.7 Le zinc

Les sédiments provenant des trois sites sont aux alentours d'une teneur moyenne de zinc de $169,22 \pm 18,35 \mu\text{g/g P.S.}$ ($p > 0,05$), le maximum du Zn ($189,65 \pm 11,00 \mu\text{g/g P.S.}$) est observé dans le site de Kristel (Tab. 24 ; Fig. 37), puis au niveau du site de Sercouf ($163,89 \pm 12,70 \mu\text{g/g P.S.}$), la teneur en Zn la plus faible est mesurée dans le site de Collo ($154,13 \pm 9,78 \mu\text{g/g P.S.}$). Une augmentation de $41,42 \mu\text{g/g}$ du Zn est enregistrée au niveau du site de Sercouf après la période de l'implantation (Fig. 37).

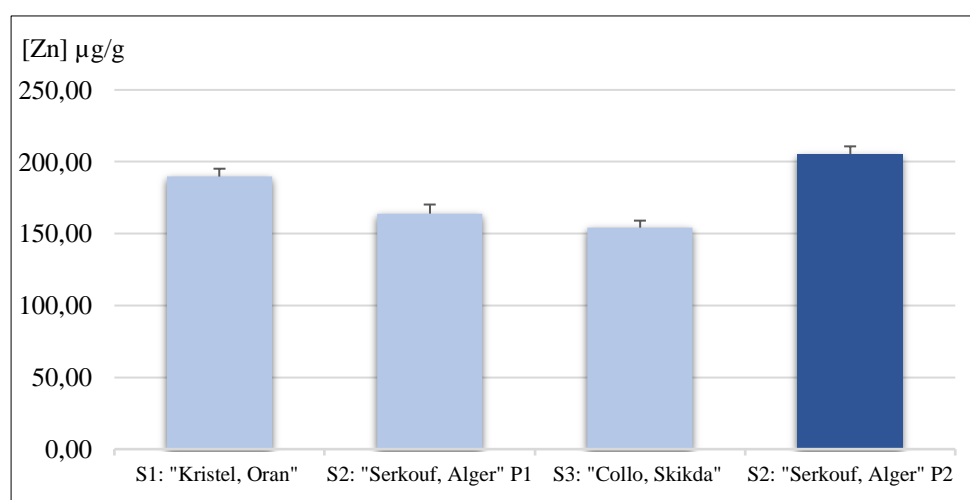


Figure 37 : Variation en Zn dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec $n=3$.

Les teneurs en Zn détectées dans les sédiments des trois sites sont plus élevées (en double), par rapport au bruit de fond géochimique de Zn ($90 \mu\text{g/g P.S.}$) signalé par le RNO (2005). Selon les Guidelines de la qualité du sédiment marin (US EPA) *In* (Kalantzi *et al.*, 2013), les sédiments prélevés dans les trois sites sont modérément contaminés par le Zn ($90\text{-}200 \mu\text{g/g}$). En revanche, après la période d'implantation dans le site de Sercouf, les sédiments examinés sont contaminés par le Zn ($> 200 \mu\text{g/g}$).

Le zinc est plus concentré dans les sédiments de notre étude par rapport à ce qui était mesuré par (Benamar *et al.*, 1999; Alomary et Belhadj, 2007; Soualili *et al.*, 2008; Guendouzi *et al.*, 2018) dans le bassin algérien. Kouidri *et al.* (2016) a signalé des teneurs en Zn dans les sédiments du littoral d'Ain Temouchent, qui sont semblables avec nos résultats.

IV.1.4.1.8 Le manganèse

Le manganèse mesuré dans les sédiments provenant des trois sites, a une concentration moyenne de $104,33 \pm 31,98 \mu\text{g/g P.S.}$ ($p > 0,05$). La valeur la plus élevée de ce métal ($138,66 \pm 24,02 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée dans le sédiment du site de Kristel. Les sédiments d'origine du site de Collo révèlent la concentration la plus faible ($75,38 \pm 15,38 \mu\text{g/g P.S.}$) en Mn. Dans le site de Sercouf (Site d'implantation des moules), on observe une augmentation significative d'une concentration de Mn dans les sédiments. Allant de $98,95 \pm 14,16 \mu\text{g/g P.S.}$ pendant le prélèvement vers $179,81 \pm 24,61 \mu\text{g/g P.S.}$ après la période d'implantation (Tab. 24 ; Fig. 38).

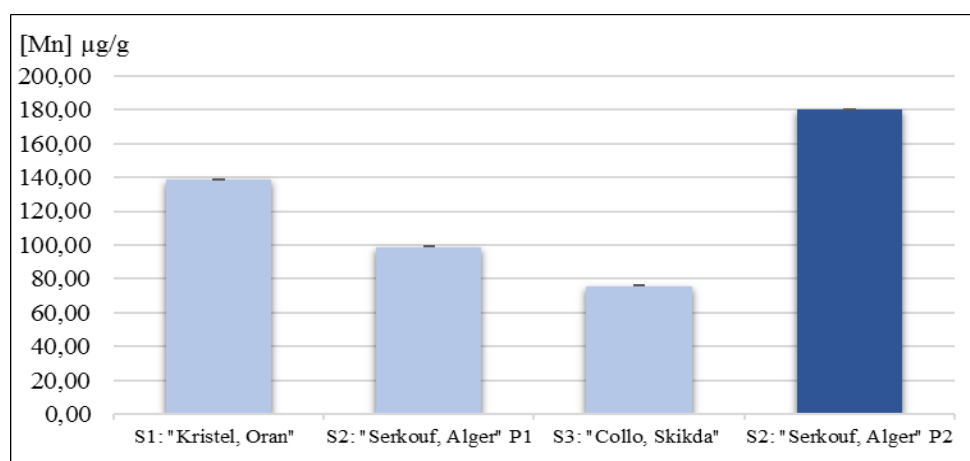


Figure 38 : Variation en Mn dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec $n=3$.

La concentration en Mn dans les sédiments est inférieure à 300 µg/g, selon les Guidelines d'US EPA de la qualité du sédiment marin (Kalantzi *et al.*, 2013), les sédiments d'origine de trois sites étudiés sont classés non contaminés.

Nos résultats sont inférieurs par rapport à ceux signalés par Benamar *et al.* (1999) à Sercouf (Algérie), et ils sont inférieurs au bruit de fond géochimique du Mn (272,6 µg/g) calculé dans les sédiments marins de la côte atlantique de l'Espagne (Rubio *et al.*, 2000).

IV.1.4.1.9 Le fer

La concentration en fer mesurée dans les sédiments varie de 5,45±1,43 mg/g P.S. au site de Sercouf, jusqu'à 11,77±1,15 mg/g P.S. au site de Collo ($p > 0,05$). Dans les sédiments analysés, la teneur moyenne en Fe est d'ordre de 8,53±3,16 mg/g P.S. Une augmentation de 3,89 mg/g P.S. de Fe est enregistré dans les sédiments du site de Sercouf après la période d'implantation (Tab. 23 ; Fig. 39).

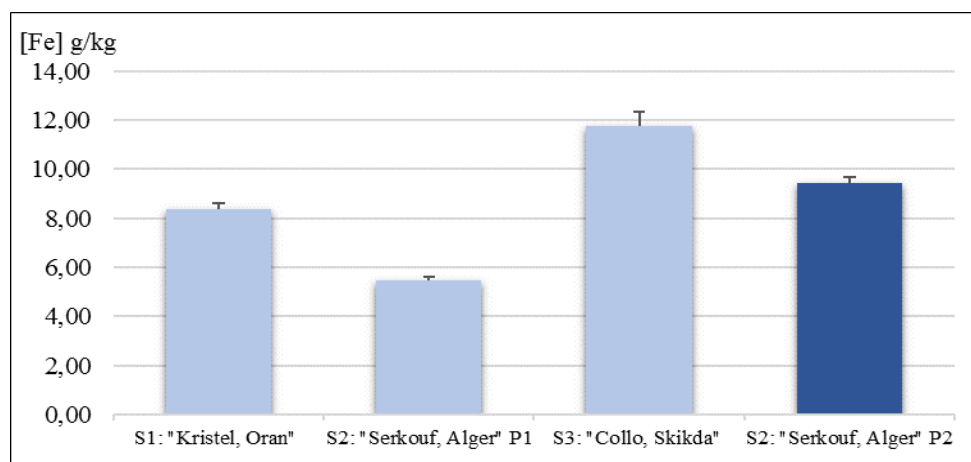


Figure 39 : Variation en Fe dans les sédiments prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (P1 : avril, 2017) et après l'implantation à Sercouf (P2 : aout, 2017). Avec n=3.

Selon les Guidelines de l'US EPA concernant la qualité du sédiment marin (Kalantzi *et al.*, 2013), les sédiments analysés sont considérés comme non contaminés par le fer (< 17 mg/g). De plus ils ont une teneur faible par rapport au bruit de fond géochimique signalé dans la bibliographie (Turekian et Wedepohl, 1961; Buccolieri *et al.*, 2006).

Nos résultats sont faibles par rapport à ceux trouvés par Benamar *et al.* (1999) à Sercouf (Alger), par Alomary et Belhadj (2007) à Kadous (Alger), par Soualili *et al.* (2008) à Tamenfoust et Sidi Fredj (Alger) et par Kouidri *et al.* (2016) à Ain Temouchent. En revanche, nos résultats sont proches avec ceux trouvés par Soualili *et al.* (2008) à Alger Plage (Alger).

IV.1.4.1.10 Indice de Géoaccumulation $I_{Géo}$

L'indice de géoaccumulation des métaux traces calculé pour les sédiments des trois sites d'étude : Kristel, Sercouf (avant et après la période d'implantation) et Collo (Tab. 25), nous a donné un aperçu général sur l'état de contamination métallique de notre zone d'étude.

Sur la base des résultats obtenus de cet indice ($I_{Géo}$) et selon l'interprétation de cet indice par Muller (1979), on a conclu que les sédiments analysés des trois sites (Kristel, Sercouf et Collo) ne sont pas pollués par le Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Mn, et Fe ($I_{Géo} \leq 0$). En revanche, les sédiments sont légèrement pollués par le Zn pour les trois sites, et par le Cd dans les sédiments du site de Collo.

Tableau 25 : Valeurs de l'indice de géoaccumulation des métaux traces dans les sédiments provenant des trois sites : Kristel et Collo (avril, 2017) ; Sercouf (avril et août 2017)

Métal	S1 : Kristel (Oran)	S2 : Sercouf (Alger)		S3 : Collo (Skikda)
		P1 : Avril	P2 : Août	
Pb	-4,163474	-5,116359	-2,922757	-3,989634
Cd	-1,38931	-2,55563	-1,96508	0,24015
Cr	-1,825874	-1,627704	-1,471397	-1,412178
Ni	-4,019618	-7,068727	-8,009414	-3,082606
Co	-5,085105	-5,219347	-3,896393	-4,060047
Cu	-3,532241	-2,616593	-4,676370	-1,169771
Zn	0,4904142	0,279749	0,6036042	0,1911574
Mn	-3,200844	-3,687621	-2,825931	-4,080115
Fe	-2,237986	-2,857438	-2,065233	-1,746065

Sur la base des résultats obtenus de cet indice ($I_{Géo}$) et selon l'interprétation de cet indice par Muller (1979), on a conclu que les sédiments analysés des trois sites (Kristel, Sercouf et Collo) ne sont pas pollués par le Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Mn, et Fe ($I_{Géo} \leq 0$). En revanche, les sédiments sont légèrement pollués par le Zn pour les trois sites, et par le Cd dans les sédiments du site de Collo.

IV.1.4.1.11 Facteur d'enrichissement (EF)

Les valeurs calculées du facteur d'enrichissement sont indiquées dans le tableau 26.

Tableau 26 : Valeurs du facteur d'enrichissement (EF) des métaux traces dans les sédiments provenant des trois sites : Kristel et Collo (avril, 2017) ; Sercouf (avril et août 2017)

Métal	S1 : Kristel (Oran)	S2 : Sercouf (Alger)		S3 : Collo (Skikda)
		P1 : Avril	P2 : Août	
Pb	0,263	0,209	0,552	0,211
Cd	1,801	1,233	1,072	3,962
Cr	1,331	2,345	1,509	1,260
Ni	0,291	0,054	0,016	0,396
Co	0,139	0,195	0,281	0,201
Cu	0,408	1,182	0,164	1,491
Zn	6,627	8,798	6,359	3,830
Mn	0,513	0,562	0,590	0,198

Selon les résultats calculés du facteur d'enrichissement (EF), et selon l'interprétation de cet indice (Tab. 7), on a conclu qu'il y a : **(i)** Un enrichissement modérément sévère ($5 < EF < 10$) du Zn dans les sédiments du site de Kristel (S1) et dans les sédiments du site de Sercouf (S2) avant et après la période de l'implantation ; **(ii)** un enrichissement modéré ($3 < EF < 5$) du Cd et du Zn dans les sédiments du site de Collo (S3) ; **(iii)** Un enrichissement mineur ($1 < EF < 3$) dans les sédiments provenant du site de Kristel pour le Cd et le Cr, même enrichissement (mineur) du Cd, Cr et Cu est enregistré dans les sédiments du site de Sercouf (avant et après la période de l'implantation), cet enrichissement mineur est concerné par le Cr et le Cu dans les sédiments du site de Collo ; **(iv)** le Pb, Ni, Co et Mn dans l'ensemble des sédiments analysés (S1, S2P1, S2P2 et S3) sont originaire de la croûte (aucun enrichissement est enregistré ($EF \leq 1$), même conclusion est observé pour le Cu dans les sédiments du site de Kristel.

Selon l'interprétation de Wang *et al.* (2008), le Pb, Cr, Ni, Co, Mn sont principalement d'origine du processus de dégradation naturel ($0,5 \leq EF \leq 1,5$). Par contre, le Cd, Cr, Cu et Zn sont d'origine du processus de dégradation anthropogénique ($EF > 1,5$) pour la plupart des sites étudiés. Donc, le Cd, Cr, Cu et Zn sont reconnus comme indicateurs d'apports anthropogéniques.

IV.1.4.1.12 Indice de charge de pollution (PLI) et l'indice de contamination moyen (IC_m)

La comparaison intersites (Kristel, Sercouf et Collo) des différents métaux étudiés (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Fe et Mn), est basée sur la comparaison entre les indices d'évaluation

i.e. l'indice de charge de pollution "PLI" (*Pollution Load Index*) et l'indice de contamination moyen "IC_m", afin de déterminer l'état de salubrité des sédiments prélevés dans notre étude (Tab. 27).

Tableau 27 : Indices d'évaluation de la qualité sédimentaire métallique : Indice de charge de pollution (PLI : *Pollution Load Index*) et Indice de contamination moyen (IC_m)

Indice d'évaluation	Sites			
	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)		Collo (Skikda)
		Avril	Août	
Indice de charge de pollution (PLI)	0,219	0,144	0,184	0,344
Classe de pollution	0	0	0	0
Degré de contamination	Non pollué			
Indice de contamination moyen (IC _m)	0,415	0,358	0,460	0,624
Etat de contamination	Aucune contamination			

Selon l'indice de charge de pollution (PLI) utilisé par (Wang *et al.*, 2013; Shang *et al.*, 2015), les sédiments analysés dans notre étude sont inclus dans la classe de pollution "0", donc ces sédiments sont dépourvus d'une contamination métallique, ce qui a été confirmé par l'indice de contamination moyen utilisé par (Belamie et Phelippot, 1982; Marcellin *et al.*, 2009).

A travers les deux indices utilisés, on a conclu que le sédiment du site de Collo est plus impacté par les métaux traces étudiés. En revanche, les sédiments provenant du site de Sercouf, sont les moins contaminés par l'ensemble des métaux traces examinés durant le premier prélèvement (avril).

IV.1.4.2 Les métaux traces dans la matière en suspension (MES)

Le prélèvement des individus de *Mytilus galloprovincialis* est accompagné par un prélèvement d'eau de mer afin de doser les teneurs en métaux traces dans les matières en suspension. La matière en suspension (MES) est considérée comme une source alimentaire pour les moules (Utting et Millican, 1997).

Un suivi mensuel (avril - août, 2017) des variations des métaux traces dans les MES a été réalisé durant la période d'implantation des moules au niveau du site de Sercouf (Alger). Les résultats obtenus des métaux traces dans les MES sont énumérés dans le tableau 28.

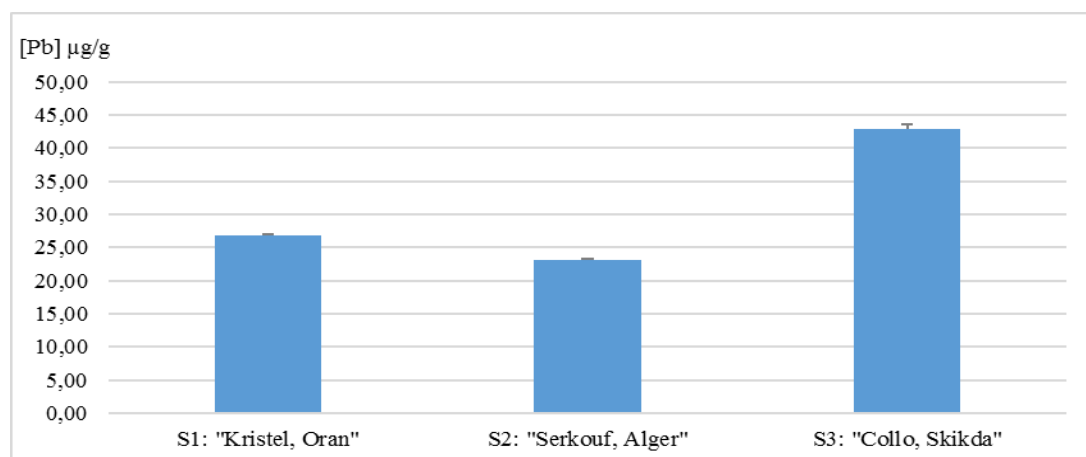
Tableau 28 : Variation des métaux traces dans les matières en suspension à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017) et durant l'implantation à Sercouf (avril-août, 2017), Avec n=3.

Métal	Sites						
	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)					Collo (Skikda)
	Avril	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Avril
Pb ($\mu\text{g/g}$)	26,76 \pm 2,31	23,09 \pm 1,99	8,96 \pm 1,84	54,78 \pm 4,02	64,72 \pm 6,39	35,51 \pm 2,49	42,95 \pm 3,33
Cd ($\mu\text{g/g}$)	3,15 \pm 0,25	0,11 \pm 0,01	0,64 \pm 0,03	0,44 \pm 0,02	0,72 \pm 0,03	0,58 \pm 0,03	0,50 \pm 0,01
Cr ($\mu\text{g/g}$)	1,29 \pm 0,25	0,91 \pm 0,11	4,30 \pm 0,71	1,03 \pm 0,14	1,80 \pm 0,27	3,74 \pm 0,51	1,44 \pm 0,25
Ni ($\mu\text{g/g}$)	14,47 \pm 1,29	39,30 \pm 6,41	46,39 \pm 4,27	16,95 \pm 1,61	9,91 \pm 0,91	37,60 \pm 3,01	37,32 \pm 2,61
Co ($\mu\text{g/g}$)	15,00 \pm 1,42	3,91 \pm 0,33	1,96 \pm 1,76	5,00 \pm 0,45	15,00 \pm 0,98	10,50 \pm 0,88	2,50 \pm 0,22
Cu ($\mu\text{g/g}$)	13,78 \pm 1,33	5,47 \pm 0,43	6,46 \pm 0,54	10,34 \pm 0,65	9,22 \pm 0,71	6,36 \pm 0,53	4,35 \pm 0,43
Zn ($\mu\text{g/g}$)	76,33 \pm 9,14	90,70 \pm 11,77	36,61 \pm 4,63	43,70 \pm 4,71	51,47 \pm 6,94	146,77 \pm 19,94	117,25 \pm 11,56
Mn ($\mu\text{g/g}$)	34,01 \pm 2,93	186,77 \pm 16,10	65,24 \pm 5,42	41,39 \pm 3,50	74,84 \pm 6,58	169,70 \pm 26,79	58,65 \pm 8,67
Fe (mg/g)	15,29 \pm 1,37	41,52 \pm 3,59	49,02 \pm 3,33	17,91 \pm 1,57	10,48 \pm 1,04	39,73 \pm 4,07	39,43 \pm 6,52

La variation géographique (variation intersites) et la variation mensuelle (durant l'immersion dans le site tampon de Sercouf) des métaux traces analysés (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn, et Fe), à travers le test (F, ANOVA) est hautement significative ($p < 0,001$).

IV.1.4.2.1 Le plomb

La disponibilité du plomb dans la MES est plus élevée (42,95 \pm 3,33 $\mu\text{g/g}$ P.S.) dans le site de Collo (Tab. 28 ; Fig. 40), par rapport à celle détectée à Kristel (26,76 \pm 2,31 $\mu\text{g/g}$ P.S.) et à Sercouf (23,09 \pm 1,99 $\mu\text{g/g}$ P.S.). Pour l'ensemble des sites, la teneur en plomb dans la MES est d'ordre de 30,93 \pm 10,57 $\mu\text{g/g}$ P.S.

**Figure 40** : Variation en Pb dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

La concentration du Pb dans la MES au niveau du site d'implantation de Sercouf, varie dans une grande fourchette, allant de $8,96 \pm 1,84 \mu\text{g/g P.S.}$ en mois de mai à $64,72 \pm 6,39 \mu\text{g/g P.S.}$ en mois de juillet (Fig. 41). Durant la période d'implantation des moules (avril-août), le Pb est disponible avec une teneur moyenne de $37,41 \pm 22,72 \mu\text{g/g P.S.}$ des MES dans le site de Sercouf.

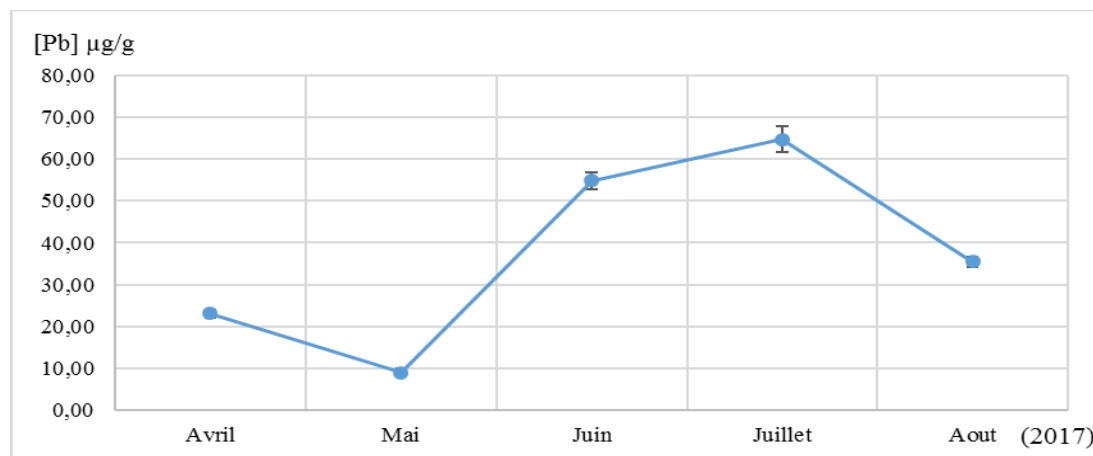


Figure 41 : Variation mensuelle de la teneur en Pb dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec $n=3$.

La variation géographique et mensuelle (au niveau du site de Sercouf) du Pb dans la MES, est proche de celles signalées par Zwolsman et van Eck (1999) dans les côtes hollandaises, par Szefer *et al.* (2004) au Masan (Péninsule de la Corée), et par Li *et al.* (2006) dans la baie de Jiaozhou (Chine).

Par contre, nos résultats sont faibles si l'on compare avec les travaux de Loring et Rantala (1992) dans les côtes atlantiques de Canada, et selon les résultats signalés par Helali *et al.* (2016) dans le golf de Tunis (Tunisie).

IV.1.4.2.2 Le cadmium

La variation de la concentration en Cd dans les MES est très hétérogène (Tab. 28 ; Fig. 42), sa teneur maximale ($3,15 \pm 0,25 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée dans les MES du site de Kristel, bien que la concentration la plus faible ($0,11 \pm 0,01 \mu\text{g/g P.S.}$) est observée dans les MES du site de Sercouf. Selon notre étude, le Cd est disponible dans le bassin algérien avec une teneur moyenne de ($1,50 \pm 1,66 \mu\text{g/g P.S.}$).

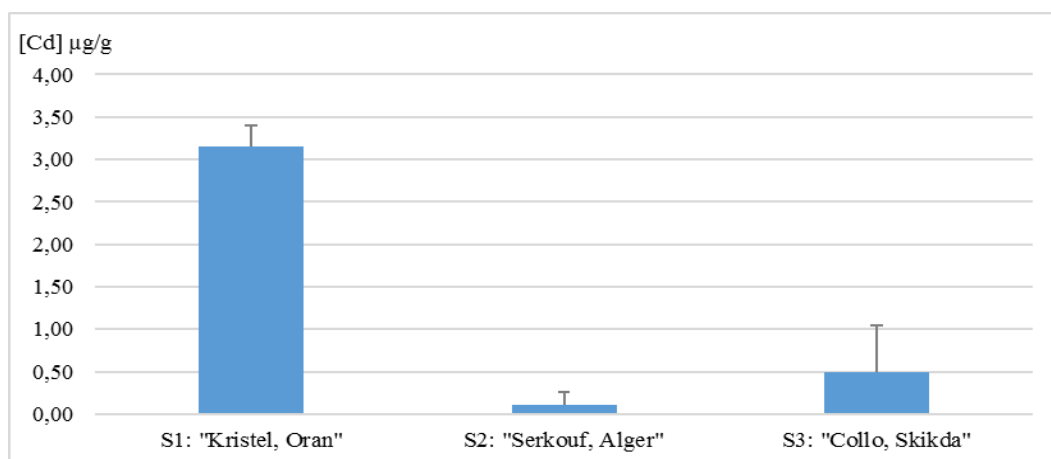


Figure 42 : Variation en Cd dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Serkouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

Durant la période d'implantation des moules (Fig. 43), la teneur en Cd dans les MES varie dans un intervalle de [0,4-0,8] µg/g P.S., à l'exception du mois d'avril, d'où on enregistre la valeur la plus faible 0,11±0,01 µg/g P.S. (quatre fois moins faible par rapport la valeur minimale de l'intervalle). La concentration la plus élevée (0,72±0,03 µg/g P.S.) durant cette période d'implantation, est mesurée pendant le mois de juillet. Le Cd est présent dans les MES au site de Serkouf avec une concentration moyenne de 0,50±0,24 µg/g P.S. des MES entre avril et août 2017.

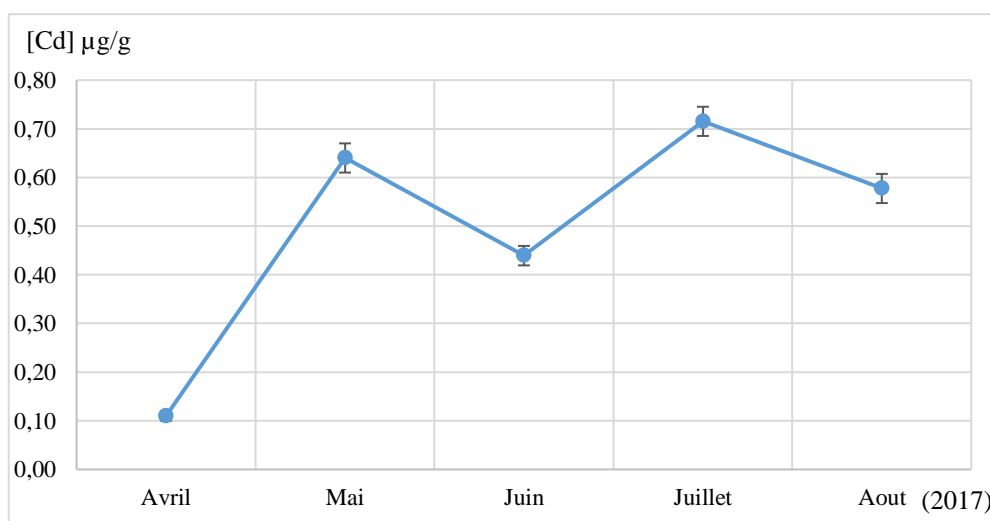


Figure 43 : Variation mensuelle de la teneur en Cd dans la matière en suspension dans le site de Serkouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

A l'exception du site de Kristel (Oran), et dans les MES des autres sites et durant la période d'implantation des moules dans le site de Serkouf (Alger), la concentration du Cd est faible

(deux fois moins au minimum) par rapport à la littérature (Loring et Rantala, 1992; Zwolsman et van Eck, 1999; Szefer *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2006; Helali *et al.*, 2016).

IV.1.4.2.3 Le chrome

La teneur du Cr dans les MES varie entre $0,91 \pm 0,11$ $\mu\text{g/g}$ P.S. et $1,44 \pm 0,25$ $\mu\text{g/g}$ P.S. qui ont été enregistrées à Sercouf et à Collo respectivement (Tab. 28 ; Fig. 44). La concentration de Cr est en moyenne de $1,21 \pm 0,27$ $\mu\text{g/g}$ P.S. pour l'ensemble des sites étudiés (S1, S2 et S3).

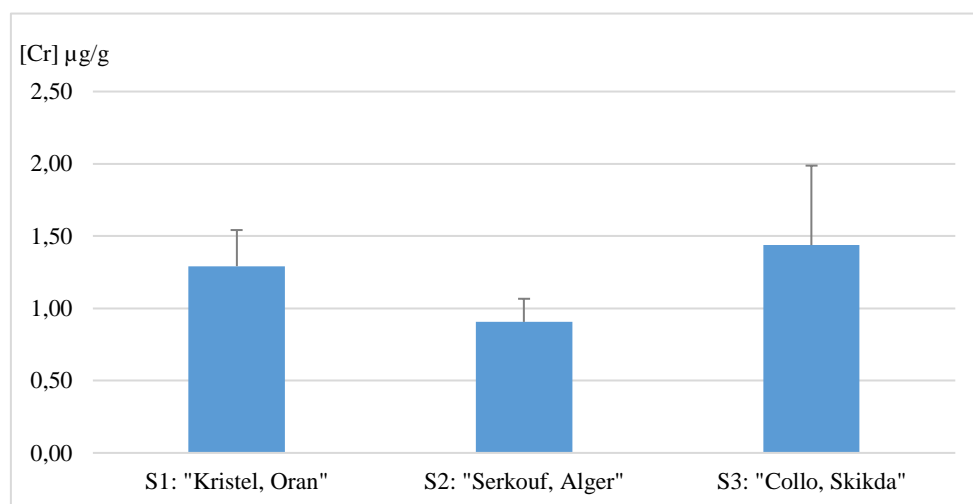


Figure 44 : Variation en Cr dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec $n=3$.

Le Cr dans la MES varie mensuellement dans une grande fourchette [$0,91 \pm 0,11$ - $4,30 \pm 0,71$] $\mu\text{g/g}$ P.S. durant la période d'implantation des moules. La valeur la plus faible est détectée durant le mois d'avril, la valeur la plus élevée est enregistrée pendant le mois de mai (Fig. 45). En moyenne, la teneur du Cr dans les MES durant la période d'implantation est d'ordre de $2,36 \pm 1,57$ $\mu\text{g/g}$ P.S.

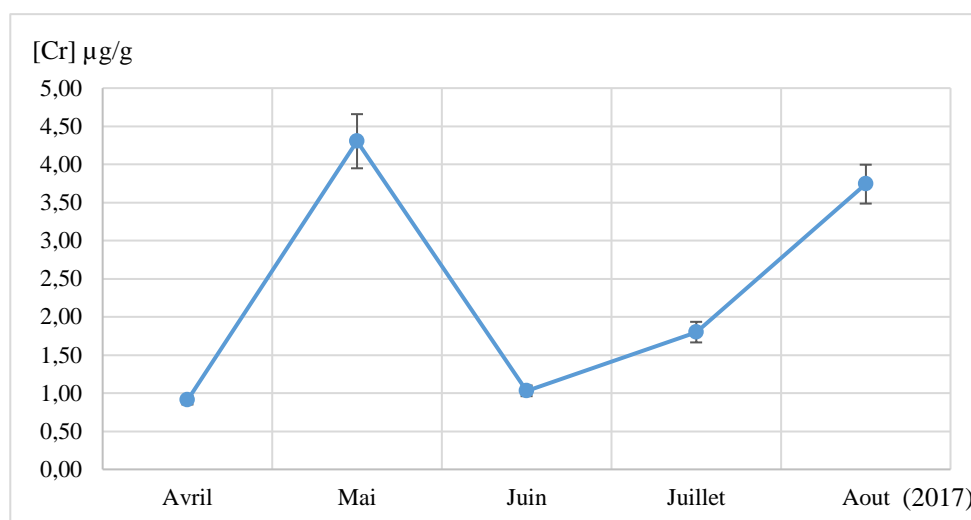


Figure 45 : Variation mensuelle de la teneur en Cr dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

Nos résultats sont très faibles (facteur de 50) par rapport à ceux signalés dans la littérature (Zwolsman et van Eck, 1999; Li *et al.*, 2006; Helali *et al.*, 2016).

IV.1.4.2.4 Le nickel

La concentration en Ni dans la MES est plus élevée dans le site de Sercouf ($39,30 \pm 6,41$ µg/g P.S.) et Collo ($37,32 \pm 2,61$ µg/g P.S.) par rapport au site de Kristel ($14,47 \pm 1,29$ µg/g P.S.).

Les concentrations en Ni dans la MES au niveau du site de Sercouf et Collo sont proches entre elles et sont en double par rapport à celle détectée à Kristel (Tab. 28 ; Fig. 46). Dans les trois sites étudiés, la teneur moyenne de ce métal est en alentour de $30,36 \pm 13,80$ µg/g P.S. de MES.

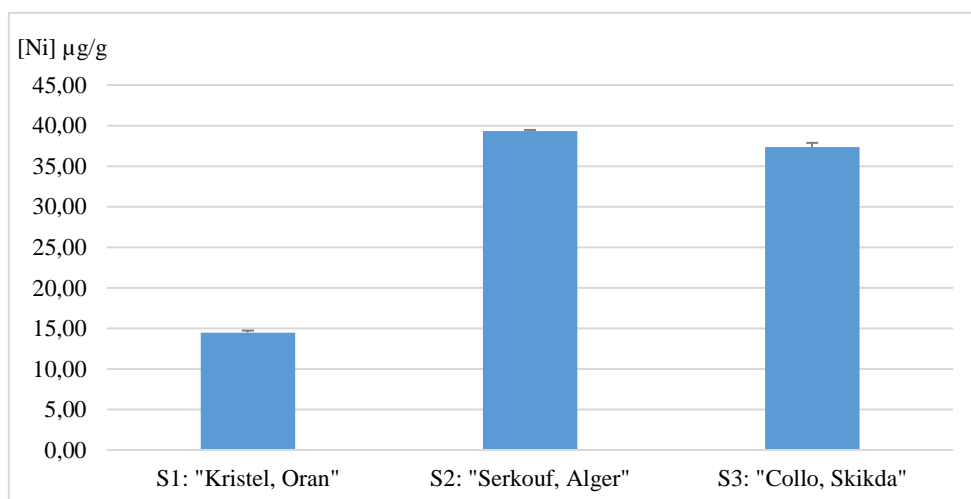


Figure 46 : Variation en Ni dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

La variation mensuelle du Ni dans les MES du site d'implantation (Sercouf), varie entre 10 et 50 $\mu\text{g/g}$ P.S (Fig. 47). La teneur la plus faible ($9,91\pm 0,91$ $\mu\text{g/g}$ P.S.) est observée en mois de juillet. La teneur la plus élevée ($46,39\pm 4,27$ $\mu\text{g/g}$ P.S.) est enregistrée en mois de mai (2017). Durant la période d'implantation des moules, le Ni est disponible avec une concentration moyenne de $30,03\pm 15,71$ $\mu\text{g/g}$ P.S. de MES.

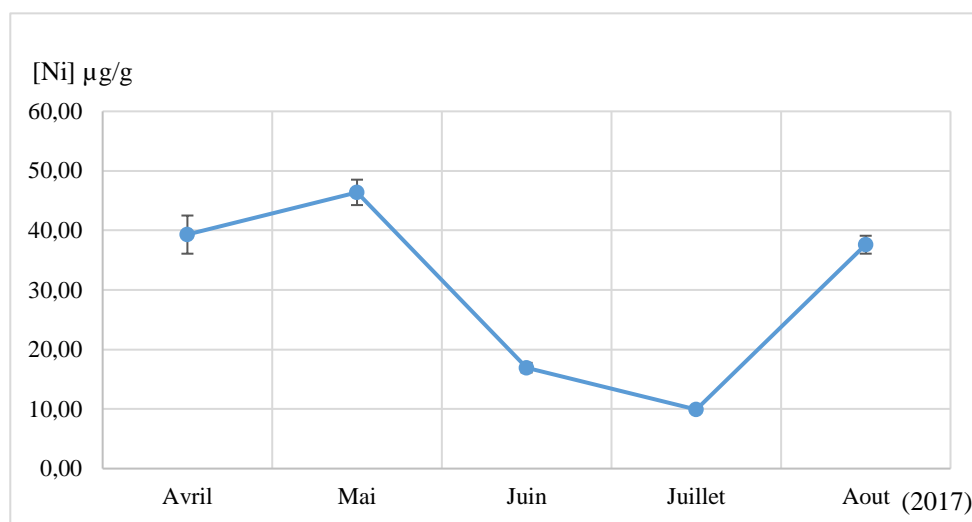


Figure 47 : Variation mensuelle de la teneur en Ni dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec $n=3$.

Nos résultats sont proches avec ceux trouvés par Zwolsman et van Eck (1999) dans les côtes hollandaises. Elles sont légèrement faibles par rapport aux résultats trouvés par Helali *et al.* (2016) dans le golf de Tunis (Tunisie).

IV.1.4.2.5 Le cobalt

Les concentrations du Co sont proches dans les MES au site de Sercouf ($3,91\pm 0,33$ $\mu\text{g/g}$ P.S.) et au site de Collo ($2,50\pm 0,22$ $\mu\text{g/g}$ P.S.). Le maximum de ce métal dans les MES (Tab. 28 ; Fig. 48) est enregistré au niveau du site de Kristel ($15,00\pm 1,42$ $\mu\text{g/g}$ P.S.). En moyenne le Co dans les MES dans notre étude est d'ordre de $7,14\pm 6,85$ $\mu\text{g/g}$ P.S.

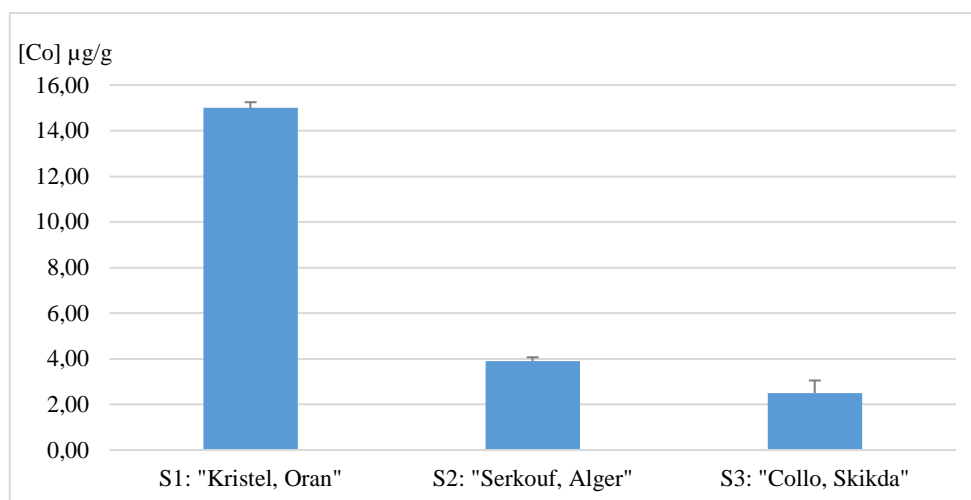


Figure 48 : Variation en Co dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Serkouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

La concentration du Co mesuré dans les MES prélevées mensuellement durant la période d'implantation des moules à Serkouf, varie avec une grande ampleur (Fig. 49) où le maximum ($15,00 \pm 0,98 \mu\text{g/g P.S.}$) est mesuré durant le mois de juillet et la teneur le plus faible ($1,96 \pm 1,76 \mu\text{g/g P.S.}$) est observée durant le mois de mai. La teneur moyenne du Co pendant l'implantation des moules (avril - août), est de $7,27 \pm 5,36 \mu\text{g/g P.S.}$

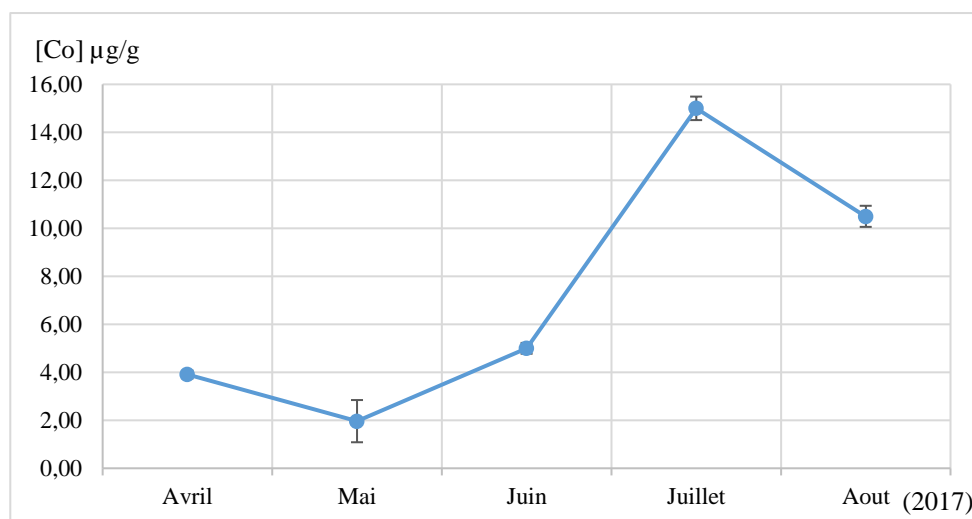


Figure 49 : Variation mensuelle de la teneur en Co dans la matière en suspension dans le site de Serkouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

La concentration du Co mesuré dans les MES dans le site de Kristel est faible par rapport à celle signalée par Zwolsman et van Eck (1999) dans les côtes hollandaises. Concernant les sites de Serkouf et Collo, la concentration du Co est faible (5 à 50 fois moins) par rapport à celle

mesurée par Zwolsman et van Eck (1999) dans les côtes hollandaises, et par Helali *et al.* (2016) dans le golf de Tunis (Tunisie), respectivement.

IV.1.4.2.6 Le cuivre

La teneur du Cu dans les MES varie dans la même sens que la teneur en Co. les concentrations de ce métal sont proches entre le site de Sercouf ($5,47 \pm 0,43 \mu\text{g/g P.S.}$) et le site de Collo ($4,35 \pm 0,43 \mu\text{g/g P.S.}$). En revanche, la teneur maximale ($13,78 \pm 1,33 \mu\text{g/g P.S.}$) est détectée dans les MES du site de Kristel (Tab. 28 ; Fig. 50). Le Cu a une concentration moyenne de $7,87 \pm 5,15 \mu\text{g/g P.S.}$ dans le littoral Algérien.

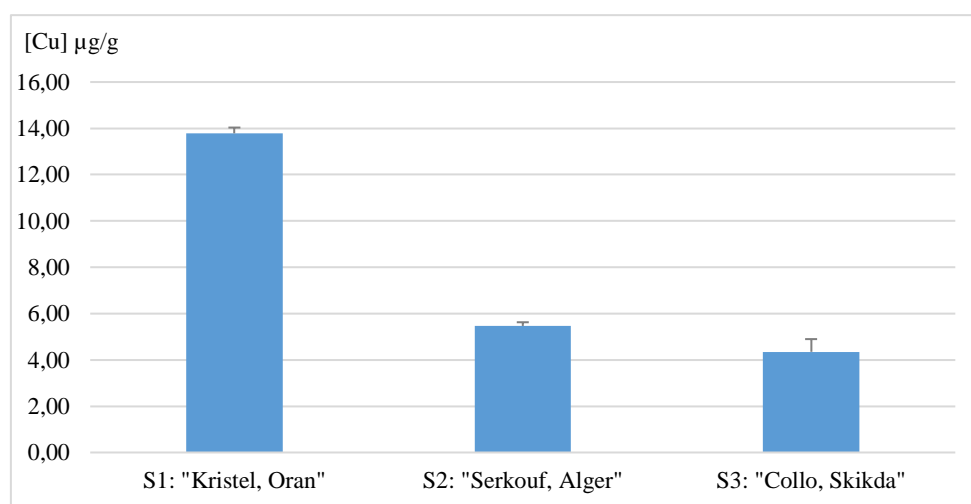


Figure 50 : Variation en Cu dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

Dans le site de Sercouf et durant la période d'implantation des moules, la variation mensuelle (avril – août. 2017) du Cu dans les MES (Fig. 51), s'est étalée entre 5 et 10 $\mu\text{g/g P.S.}$ approximativement. La concentration maximale ($10,34 \pm 0,65 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée pendant le prélèvement du mois de juin. En revanche, la concentration minimale ($5,47 \pm 0,43 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée pendant le prélèvement du mois d'avril. La teneur moyenne du Cu durant cette période d'implantation est d'ordre de $7,57 \pm 2,09 \mu\text{g/g P.S.}$

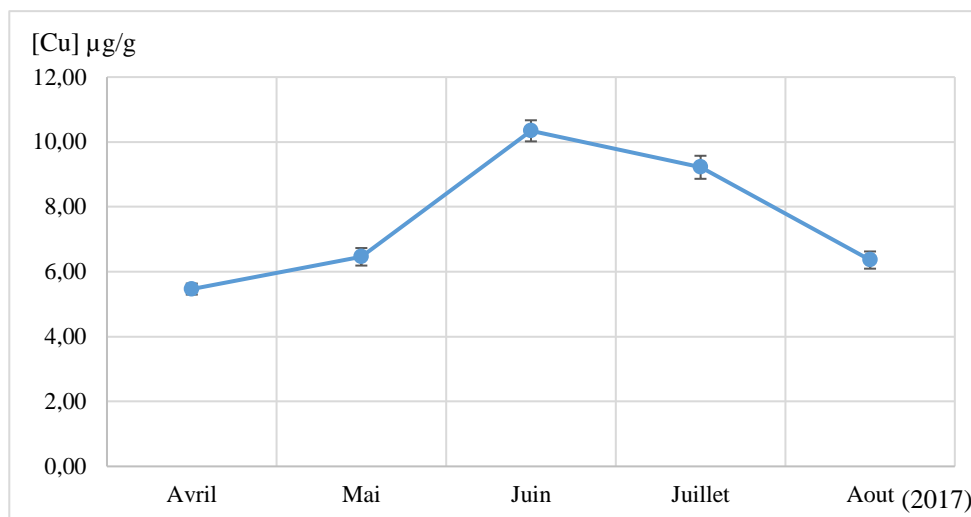


Figure 51 : Variation mensuelle de la teneur en Cu dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

La concentration du Cu mesurée dans les MES dans notre étude est faible par rapport à celles retrouvées dans d'autres sites (Zwolsman et van Eck, 1999; Szefer *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2006; Helali *et al.*, 2016).

IV.1.4.2.7 Le zinc

La disponibilité du zinc dans la MES est plus élevée ($117,25 \pm 11,56$ µg/g P.S.) dans le site de Collo, par rapport à celle détectée à Sercouf ($90,70 \pm 11,77$ µg/g P.S.) et à Kristel ($76,33 \pm 9,14$ µg/g P.S.). Pour l'ensemble des sites, la teneur en plomb dans la MES est d'ordre de $94,76 \pm 20,76$ µg/g P.S. (Tab. 28 ; Fig. 52).

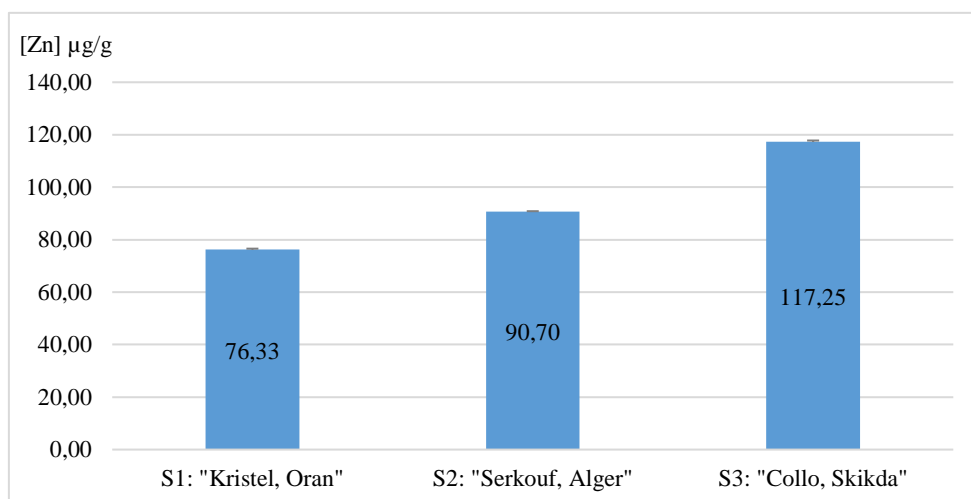


Figure 52 : Variation en Zn dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

La disponibilité du Zn dans les MES varie significativement durant la période d'implantation des moules dans le site de Sercouf (Fig. 53). Elle est minimale ($36,61 \pm 4,36 \mu\text{g/g P.S.}$) pendant le prélèvement du mois de mai, le maximum ($146,77 \pm 19,94 \mu\text{g/g P.S.}$) est observé pendant le prélèvement du mois d'août. Le Zn est disponible en teneur moyenne de $73,85 \pm 45,82 \mu\text{g/g P.S.}$ dans les MES durant la période d'implantation.

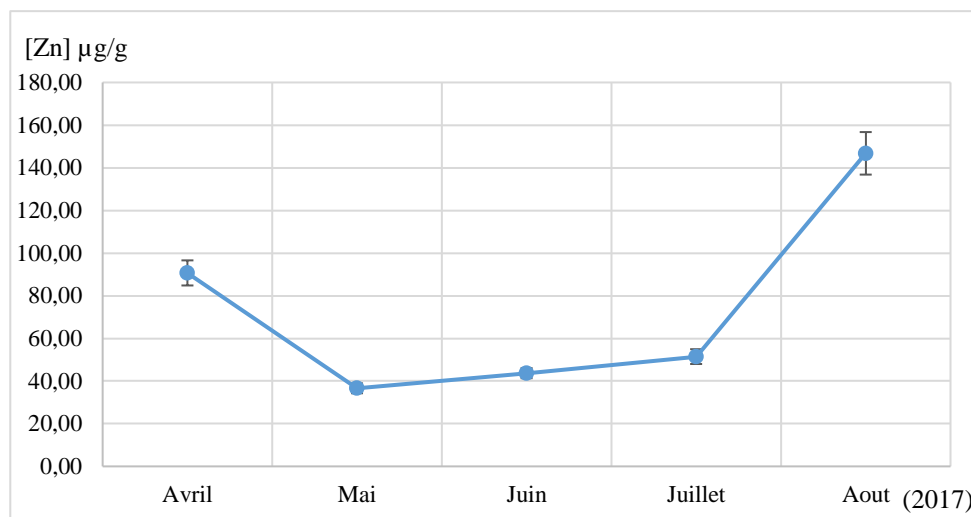


Figure 53 : Variation mensuelle de la teneur en Zn dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

Nos résultats sont proches avec ceux de Szefer *et al.* (2004) pour les MES prélevées à Masan (Péninsule de Corée), et avec ceux retrouvés par Helali *et al.* (2016) dans le golf de Tunis (Tunisie). En revanche, nos résultats sont faibles (facteur de 2) par rapport aux teneurs mesurées par Loring et Rantala (1990) dans les côtes atlantiques du Canada, par Zwolsman et van Eck (1999) dans les côtes hollandaises et par Li *et al.* (2006) dans la baie de Jiaozhou (Chine).

IV.1.4.2.8 Le manganèse

La concentration du Mn est plus concentrée ($186,77 \pm 16,10 \mu\text{g/g P.S.}$) dans les MES du site de Sercouf (Tab. 28 ; Fig. 54). Elle est plus élevée (Facteur de 3) par rapport à celle détectée dans les MES du site de Collo ($58,65 \pm 8,67 \mu\text{g/g P.S.}$) ; elle est aussi plus élevée (Facteur de 5) par rapport à celle détectée dans les MES du site de Kristel ($34,01 \pm 2,93 \mu\text{g/g P.S.}$). Le Mn est disponible dans les MES avec une concentration moyenne de $107,59 \pm 65,91 \mu\text{g/g P.S.}$

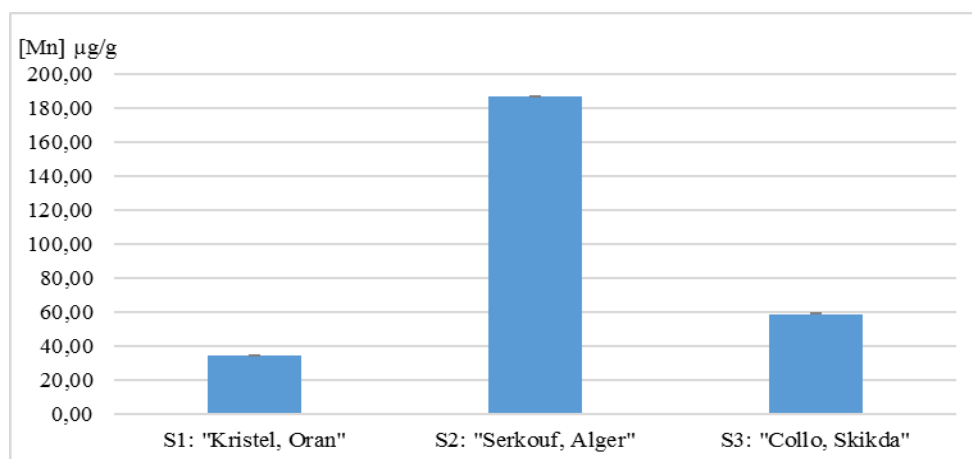


Figure 54 : Variation en Mn dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Serkouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

Le Mn dans la MES varie dans une grande fourchette [50 - 200] µg/g P.S. durant la période d'implantation des moules. La valeur la plus faible ($41,39 \pm 3,50$ µg/g P.S.) est détectée durant le mois de juin, la valeur la plus élevée ($186,77 \pm 16,10$ µg/g P.S.) est enregistrée pendant le mois d'avril (Fig. 55). En moyenne, la teneur du Mn dans les MES durant la période d'implantation est d'ordre de $107,59 \pm 65,91$ µg/g P.S.

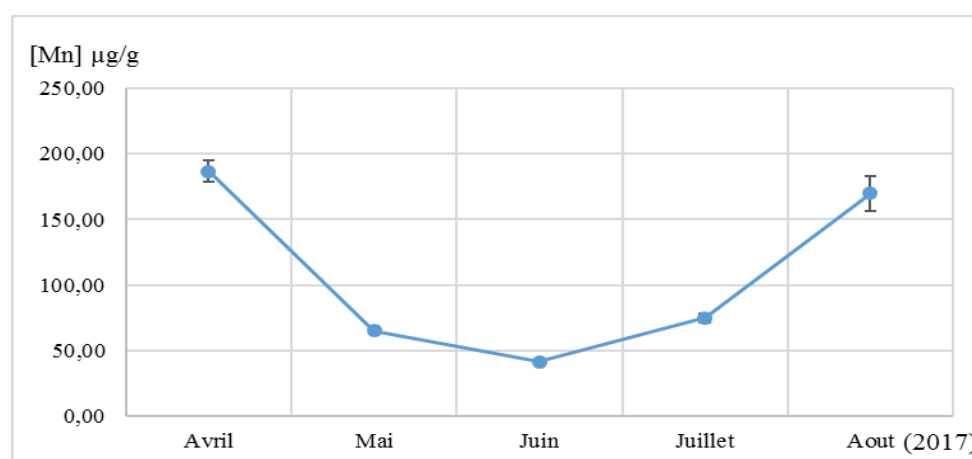


Figure 55 : Variation mensuelle de la teneur en Mn dans la matière en suspension dans le site de Serkouf, Alger (Site d'implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

Nos résultats sont plus élevés par rapport aux résultats obtenus par Loring et Rantala (1990) dans les côtes atlantique de Canada. Ils sont proches par rapport aux résultats trouvés par Helali *et al.* (2016) dans le golf de Tunis (Tunisie).

En revanche, nos résultats sont faibles par rapport à des concentrations en Mn mesurées dans les MES des eaux hollandaises (Zwolsman et van Eck, 1999), et par rapport aux résultats trouvés par Li *et al.* (2006) dans la baie de Jiaozhou (Chine).

IV.1.4.2.9 Le fer

La teneur en fer (mg/g) dans les MES varie géographiquement dans la même allure que le Ni. La concentration en Fe dans la MES est plus élevée dans le site de Sercouf ($41,52 \pm 3,59$ mg/g P.S.) puis à Collo ($39,43 \pm 6,52$ mg/g P.S.) par rapport au site de Kristel ($15,29 \pm 1,37$ mg/g P.S.). Le Fe dans la MES au niveau du site de Sercouf et Collo sont proches entre eux, et elles sont plus élevées (facteur de 2~3) par rapport à celle détectée à Kristel (Tab. 28 ; Fig. 56). Dans les trois sites étudiés, la teneur moyenne de ce métal est en alentour de $31,73 \pm 16,59$ mg/g P.S. de MES.

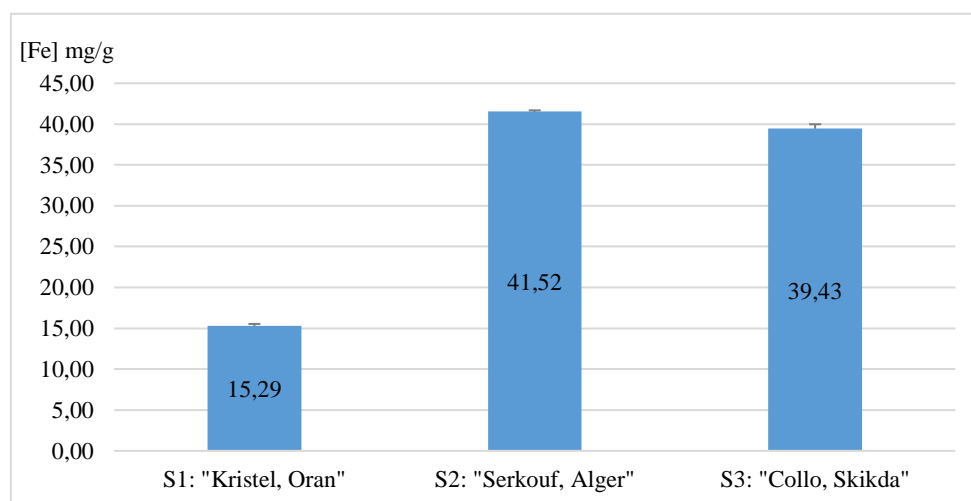


Figure 56 : Variation en Pb dans la matière en suspension (MES) prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (avril, 2017). Avec n=3.

Dans le site de Sercouf et durant la période d'implantation des moules, la variation mensuelle (avril-août. 2017) du Fe dans les MES (Fig. 57) est comprise entre 10 et 50 mg/g P.S. la concentration maximale ($65,24 \pm 5,42$ mg/g P.S.) est enregistrée pendant le prélèvement du mois de mai. En revanche, la concentration minimale ($74,84 \pm 6,58$ mg/g P.S.) est enregistrée pendant le prélèvement du mois de juillet. La teneur moyenne du Fe durant cette période d'implantation est d'ordre de $32,08 \pm 14,58$ mg/g P.S.

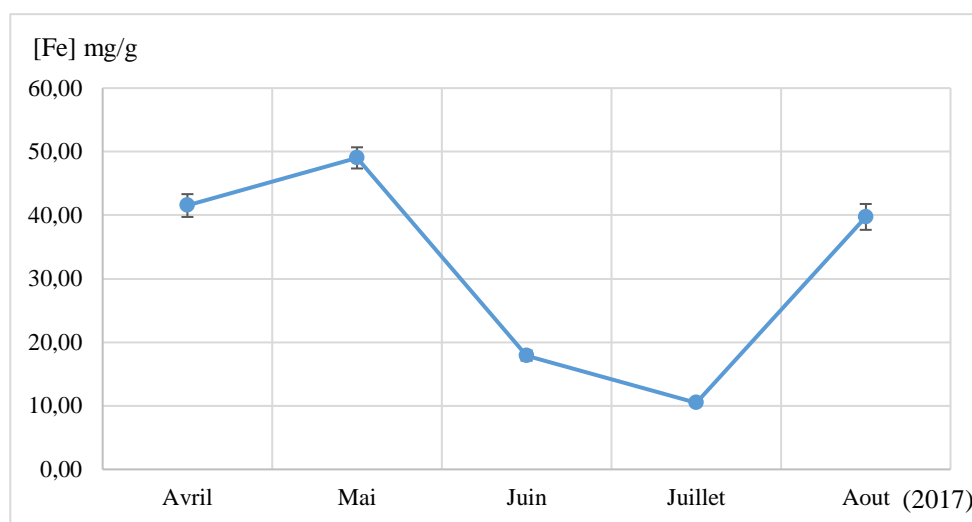


Figure 57 : Variation mensuelle de la teneur en Mn dans la matière en suspension dans le site de Sercouf, Alger (Site d’implantation des moules *M. galloprovincialis*). Avec n=3.

Nos résultats sont proches par rapport à ceux signalés dans la bibliographie : Loring et Rantala (1990) dans les côtes atlantique de Canada, Zwolsman et van Eck (1999) dans les cotes hollandaises et Helali *et al.* (2016) dans le golf de Tunis (Tunisie).

IV.1.4.2.10 Indice de contamination métallique IC_i et Indice de contamination métallique moyen (IC_{MES}) dans les MES

Pour évaluer le degré de contamination métallique dans la MES, on calcule l’indice de contamination métallique IC_i et l’indice de contamination métallique moyen (IC_{MES}) dans les MES (Tab. 29) par rapport au bruit de fond géochimique des métaux trace dans le sédiment marin méditerranéen (Tab. 5).

Tableau 29 : Indice de contamination métallique (IC_i) et Indice de contamination métallique moyen (IC_{MES}) des métaux trace dans les MES provenant des trois sites : Kristel et Collo (avril, 2017) ;Sercouf (avril - août 2017)

Métal	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)					Collo (Skikda)	
	Avril	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Avril	
Pb	4,014	4,619	1,792	10,956	12,944	7,101	6,442	
Cd	15,751	0,550	3,200	2,197	3,577	2,887	2,501	
Cr	0,022	0,015	0,072	0,017	0,030	0,062	0,024	
Ni	0,501	1,360	1,605	0,587	0,343	1,301	1,291	
IC_i	Co	0,789	0,206	0,103	0,263	0,789	0,553	0,132
	Cu	0,999	0,396	0,468	0,750	0,668	0,461	0,315
	Zn	0,848	1,008	0,407	0,486	0,572	1,631	1,303
	Mn	0,040	0,220	0,077	0,049	0,088	0,200	0,069
	Fe	0,581	1,578	1,863	0,681	0,398	1,510	1,498
IC_{MES}	3,79	1,29	1,26	2,54	3,16	2,22	1,94	
				2,09				

Selon l'indice de contamination métallique IC_i calculé pour chaque métal analysé dans les MES, on observe que les teneurs en Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn et Fe dans les MES se situent dans une gamme de sécurité ($IC_i < 2$) pour l'ensemble des sites étudiés. Même observation pour le Cd analysé dans les MES du site de Sercouf durant le mois d'avril (Tab. 29).

Le Pb est géodisponible dans les MES avec : (i) des concentrations extrêmes dans le site de Sercouf pendant les mois de juin et juillet ; (ii) des concentrations anormales ($4 < IC_i < 8$) dans les sites de Kristel, Collo et Sercouf pendant les mois d'avril et août (Tab. 29).

Le Cd dans les MES du site de Kristel a une teneur extrême ($IC_i > 8$), ce métal est géodisponible avec des concentrations subnormales ($2 < IC_i < 4$) dans les MES du site de Collo et dans le site de Sercouf (de mai jusqu'à août. Par contre, le Cd est situé dans la gamme de référence ($IC_i < 1$). Les MES du site de Kristel sont les plus contaminés par l'ensemble des métaux traces étudiés ($IC_{MES} = 3,79$) par rapport au site de Sercouf ($IC_{MES} = 2,09$) et Collo ($IC_{MES} = 1,94$). Durant la période d'implantation des moules au site de Sercouf, la contamination métallique dans les MES est plus élevée pendant le mois de juillet ($IC_{MES} = 3,16$) (Tab. 29).

IV.1.4.3 Les métaux trace dans la chaire Moule *Mytilus galloprovincialis*

Les résultats obtenus sur le matériel de référence "chaire de palourde *Gafrarium tumidum*" « PT-AIEA-2013 » inclus dans les séries analytiques des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans la matrice moule *Mytilus galloprovincialis*, sont indiqués dans le tableau suivant (Tab. 30). Des corrections sont apportées sur les valeurs mesurées dans les moules, concernant le Cr, le Co et le Cu.

Tableau 30 : Valeur certifiée et valeur mesurée des métaux traces dans un échantillon de référence "chaire de palourde *Gafrarium tumidum*" (PT.AIEA-2013) Avec n=3.

Métal	PT-IAEA-2013	
	Valeur certifiée \pm s.d.	Valeur mesurée \pm s.d.
Pb ($\mu\text{g/g}$)	25,90 \pm 1,00	23,90 \pm 0,24
Cd ($\mu\text{g/g}$)	0,562 \pm 0,024	0,592 \pm 0,035
Cr ($\mu\text{g/g}$)	26,0 \pm 1,2	21,37 \pm 1,85
Ni ($\mu\text{g/g}$)	106,00 \pm 4,00	104,25 \pm 7,08
Co ($\mu\text{g/g}$)	4,64 \pm 0,18	3,51 \pm 0,36
Cu ($\mu\text{g/g}$)	26,40 \pm 0,90	21,67 \pm 2,12
Zn ($\mu\text{g/g}$)	153,00 \pm 6,00	159,47 \pm 13,86
Mn ($\mu\text{g/g}$)	328,00 \pm 14,00	299,79 \pm 25,01
Fe (mg/g)	2,539 \pm 0,103	2,365 \pm 0,187

Les résultats obtenus du dosage des métaux traces (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn et Fe) sur la matrice moule *M. galloprovincialis*, pendant le prélèvement et après la période

d'implantation (avril - août) dans le site de Sercouf, sont énumérés dans le tableau suivant (Tab. 31).

Tableau 31 : Teneurs des métaux traces dans la chair des moules *Mytilus galloprovincialis* pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (août. 2017) dans le site de Sercouf. Avec n=3.

Métal	Période	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)
Pb ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	1,16 \pm 0,38	1,77 \pm 0,18	1,68 \pm 0,38
	Après implantation	0,72 \pm 0,21	0,52 \pm 0,19	0,34 \pm 0,16
Cd ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,66 \pm 0,13	0,61 \pm 0,09	0,13 \pm 0,02
	Après implantation	1,25 \pm 0,10	1,05 \pm 0,48	0,57 \pm 0,16
Cr ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	4,47 \pm 0,38	3,87 \pm 0,03	2,79 \pm 0,24
	Après implantation	5,77 \pm 0,05	2,81 \pm 0,24	0,94 \pm 0,08
Ni ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	2,24 \pm 0,37	3,27 \pm 0,07	2,93 \pm 0,56
	Après implantation	4,26 \pm 0,16	4,13 \pm 0,11	5,17 \pm 0,34
Co ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	1,20 \pm 0,19	0,88 \pm 0,21	0,63 \pm 0,31
	Après implantation	0,45 \pm 0,03	0,87 \pm 0,01	0,78 \pm 0,01
Cu ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	8,37 \pm 0,32	0,88 \pm 0,49	12,90 \pm 0,13
	Après implantation	3,22 \pm 0,12	3,32 \pm 0,03	3,57 \pm 0,14
Zn ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	177,82 \pm 9,65	172,60 \pm 12,87	200,94 \pm 8,55
	Après implantation	151,74 \pm 7,59	108,87 \pm 7,08	73,52 \pm 8,09
Mn ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	3,28 \pm 0,33	9,01 \pm 0,51	2,14 \pm 0,10
	Après implantation	4,47 \pm 0,19	3,84 \pm 0,21	3,83 \pm 0,15
Fe (mg/g)	Prélèvement	162,80 \pm 14,07	274,51 \pm 26,55	282,43 \pm 24,49
	Après implantation	264,42 \pm 13,17	204,02 \pm 13,30	181,43 \pm 4,27

La variation géographique (intersites) des métaux traces dans la chair de la moule *M. galloprovincialis* est très significative ($p < 0,001$) à travers le test F (ANOVA). La variation des teneurs en métaux traces analysées dans la chair de la moule *M. galloprovincialis* après la période d'implantation (période de repos biologique de la moule) dans le site tampon de Sercouf (Alger), est aussi très significative ($p < 0,001$) à travers le test F (ANOVA). Même observation statistique pour la variation spatiotemporelle de ces métaux traces étudiés.

IV.1.4.3.1 Le plomb

Concernant le site de Sercouf et Collo (Tab. 31 ; Fig. 58), les concentrations en Pb mesurées dans la chair des moules durant le prélèvement ($p > 0,05$) sont proches entre elles, avec une teneur de 1,77 \pm 0,18 $\mu\text{g/g}$ P.S. et 1,68 \pm 0,38 $\mu\text{g/g}$ P.S. respectivement. La concentration minimale est enregistrée dans le site de Kristel (1,16 \pm 0,38 $\mu\text{g/g}$ P.S.).

Après la période d'implantation, la teneur du Pb la plus élevée ($0,72 \pm 0,21 \mu\text{g/g P.S.}$) a été mesurée dans la chair des moules provenant du site de Kristel ($p > 0,05$). En revanche, la teneur la plus faible ($0,34 \pm 0,16 \mu\text{g/g P.S.}$) a été mesurée dans la chair des moules provenant du site de Collo (Tab. 31 ; Fig. 58).

La comparaison entre la variation temporelle du Pb dans la chair des moules, *c.-à-d.* durant le prélèvement et après l'implantation ($p < 0,001$), a permis d'observer une diminution de 38 %, 71 % et 80 % de la teneur en Pb dans la chair des moules provenant des sites de Kristel, Sercouf et Collo, respectivement.

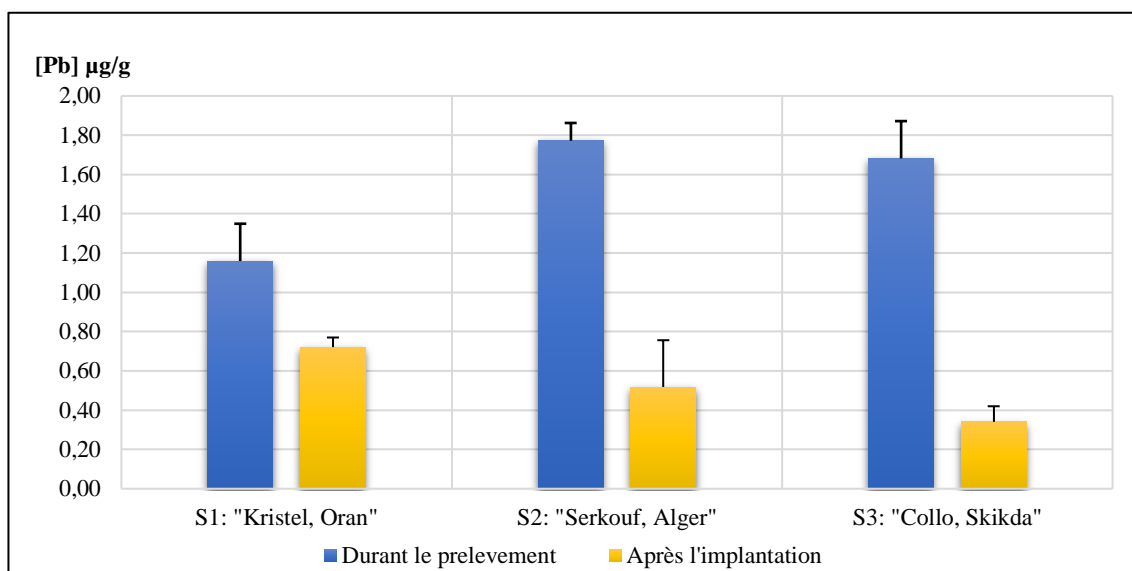


Figure 58 : Teneurs en Pb dans la chair de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec $n=3$.

Les teneurs en Pb mesurées $\mu\text{g/g P.S}$ (Poids Sec) sont converties en $\mu\text{g/g P.H.}$ (Poids Humides), afin de les comparer avec les seuils limite proposés par la législation algérienne. On observe que les teneurs en Pb, pour l'ensemble des moules traitées dans notre étude (pendant le prélèvement et après l'implantation), sont inférieures au seuil limite ($< 1,5 \mu\text{g/g P.H.}$) fixé par la réglementation algérienne.

La comparaison de nos résultats avec les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010), nous a permis de conclure que les moules provenant des trois sites (Kristel, Sercouf et Collo) ont une teneur en Pb située dans la gamme de sécurité ($1,03 - 2,16 \mu\text{g/g P.S.}$).

Par contre, l'ensemble des moules implantées à Sercouf sont situées dans la gamme de référence ($< 1,03 \mu\text{g/g P.S.}$). Dans ce cas-là, on peut conclure que l'ensemble des moules étudiées sont dépourvues d'une contamination causée par le Pb.

Nos résultats sont proches avec ceux trouvés par Boudjellal *et al.* (1998) au Lac Mellah (El-Kala) ; Taleb et Boutiba (2007) au Port d'Oran ; Andral *et al.* (2011) et Benedicto *et al.* (2011) dans le littoral algérien ; et Belabed *et al.* (2013) dans la moule *Perna perna* dans le Golf d'Annaba. En revanche, nos résultats sont faibles (facteur de 5~10 comparée avec la bibliographie dans le bassin algérien : Rouane-Hacene *et al.* (2015) à Oran et Mostaganem ; Benzaoui *et al.* (2015) à Oran ; et Guendouzi *et al.* (2018) à Mostaganem et à Alger.

IV.1.4.3.2 Le cadmium

La concentration en Cd dans la chair des moules (Tab. 31 ; Fig. 59) pendant la phase de prélèvement est proche entre les individus provenant du site de Kristel ($0,66 \pm 0,13 \mu\text{g/g P.S.}$) et de Sercouf ($0,61 \pm 0,09 \mu\text{g/g P.S.}$) avec ($p > 0,05$). Ces teneurs sont plus élevées ($p < 0,01$) par rapport à celle mesurée dans les moules provenant du site de Collo ($0,13 \pm 0,02 \mu\text{g/g P.S.}$). Après la période d'implantation, on observe la même allure de variation du Cd dans la chair des moules, *i.e.* la valeur la plus élevée ($1,25 \pm 0,10 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée dans les moule originaire du site de Kristel, elle est proche ($p > 0,05$) avec celle mesurée dans les moules originaires du site de Sercouf ($1,05 \pm 0,48 \mu\text{g/g P.S.}$). Ces concentrations sont plus élevées par rapport à celle mesurée dans les moules provenant du site de Collo ($0,57 \pm 0,16 \mu\text{g/g P.S.}$) avec ($p < 0,01$).

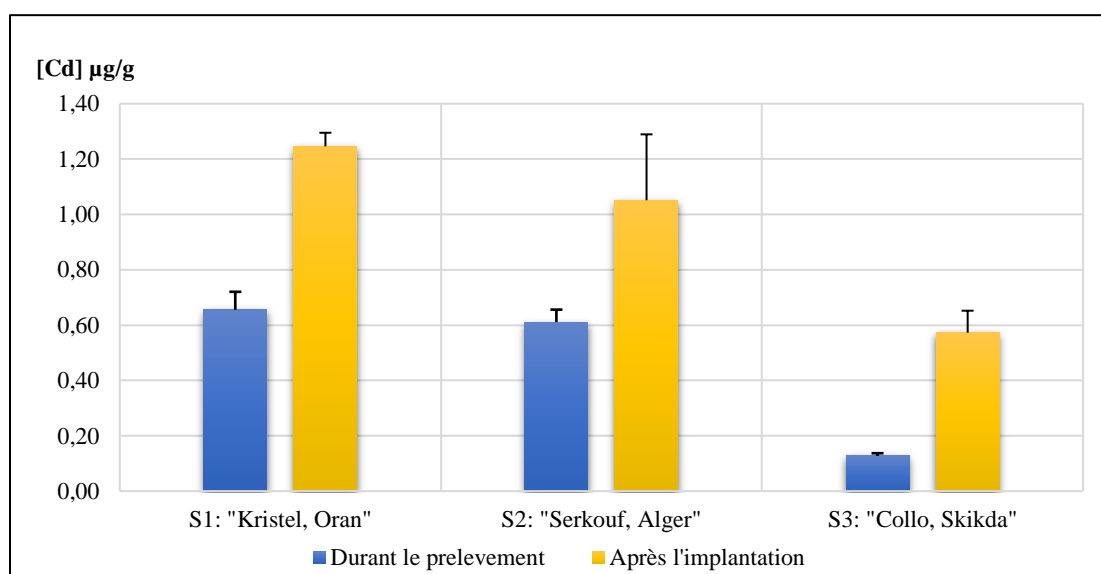


Figure 59 : Teneurs en Cd dans la chair de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec $n=3$.

La comparaison de la variation en Cd dans la chaire des moules, durant le prélèvement et après l'implantation, nous a permis d'observer une augmentation de 47 %, 42 % et 77 % de la teneur en Cd dans la chaire des moules provenant des sites de Kristel, Sercouf et Collo ($p < 0,01$), respectivement.

Les teneurs en Cd mesurées en poids sec et qui sont converties en poids humides sont faibles par rapport au seuil limite fixé par la législation algérienne ($< 1,0 \mu\text{g/g P.H.}$).

La comparaison entre nos résultats et les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010), a montré que la teneur du Cd se situe dans la gamme de référence ($< 0,84 \mu\text{g/g P.S.}$) chez les moules prélevés à Kristel, Sercouf et Collo (durant le prélèvement).

Après la période d'implantation, les moules d'origine du site de Kristel et de Sercouf, ont des teneurs en Cd situées dans la gamme de sécurité ($0,84 - 1,26 \mu\text{g/g P.S.}$). La teneur en Cd dans la chaire des moules d'origine du site de Collo reste dans la gamme de référence.

Nos résultats sont proches avec ceux signalés par Boudjellal *et al.* (1998) au Lac Mellah (El-Kala) ; Taleb et Boutiba (2007) au Port d'Oran ; Belabed *et al.* (2013) dans la moule *P. perna* dans le Golf d'Annaba ; et par Rouane-Hacene *et al.* (2015) dans le littoral d'Oran et de Mostaganem. Par contre, ces teneurs en Cd sont faibles par rapport à celles mesurées dans les moules implantés dans le bassin algérien (Andral *et al.*, 2011; Benedicto *et al.*, 2011), et par rapport aux résultats de Benzaoui *et al.* (2015) dans le littoral oranais.

IV.1.4.3.3 Le chrome

La variation géographique de la teneur en Cr dans la chaire des moules est hautement significative ($p < 0,001$) à travers le Test Post-Hoc de Duncan (ANOVA). Durant le prélèvement, la teneur la plus élevée ($4,47 \pm 0,38 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée dans les moules du site de Kristel (Tab. 31 ; Fig. 60), puis celle mesurée dans les moules du site de Sercouf ($3,87 \pm 0,03 \mu\text{g/g P.S.}$). La teneur la plus faible ($2,79 \pm 0,24 \mu\text{g/g P.S.}$) est détectée dans les moules du site de Collo.

Après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf, on observe une augmentation de 23 % ($5,77 \pm 0,05 \mu\text{g/g P.S.}$) de la teneur en Cr dans la chaire des moules originaires du site de Kristel ($p < 0,001$). Par contre, concernant les moules originaires de Sercouf et Collo, une diminution de 27 % ($2,81 \pm 0,24 \mu\text{g/g P.S.}$) et 66 % ($0,94 \pm 0,08 \mu\text{g/g P.S.}$) a été détectée dans la chaire de ces moules ($p < 0,001$).

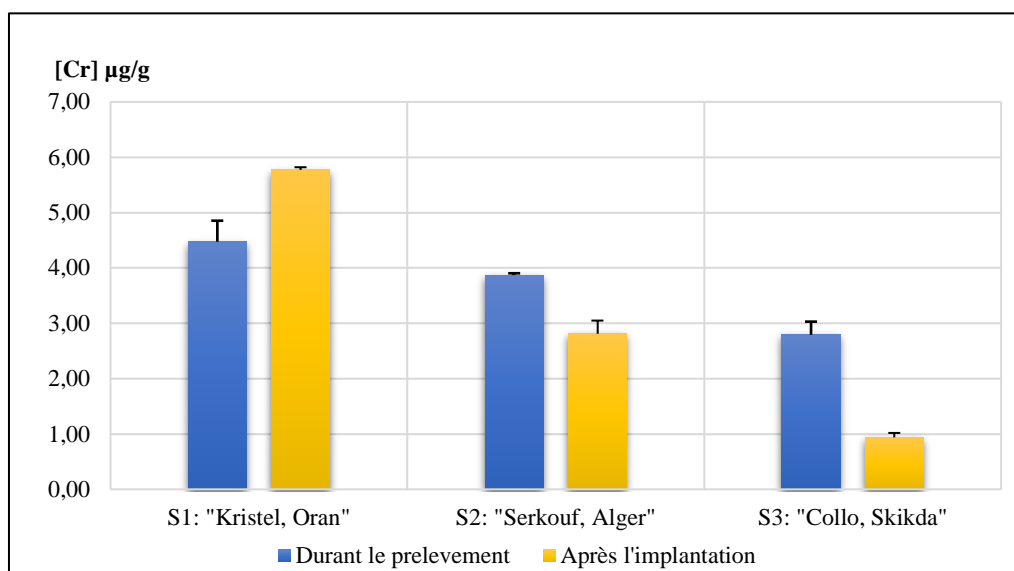


Figure 60 : Teneurs en Pb dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec $n=3$.

Malgré la toxicité du Cr et son effet nuisible sur la santé humaine (le consommateur en premier lieu), il ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture de la législation algérienne. En revanche, selon les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010), l'ensemble des moules analysées ont une concentration extrême du Cr ($> 1,9 \mu\text{g/g P.S.}$) au niveau de ses chaires, à l'exception des moules d'origine de Collo et implantées à Sercouf, qui ont une teneur subnormale du Cr ($0,9 - 1,4 \mu\text{g/g P.S.}$). Donc on a conclu que l'ensemble des moules analysées sont contaminées par le Cr.

Nos résultats sont plus élevés (facteur de 2) par rapport à ceux signalés par Belabed *et al.* (2013) chez la moule *P. perna* dans le Golf d'Annaba. Par contre, ils sont proches à ceux signalés par Perošević *et al.* (2017, 2018) dans la baie de Boka Kotorska, (Monténégro), et avec ceux détectés par El Nemr *et al.* (2012) dans les côtes méditerranéennes égyptiennes.

IV.1.4.3.4 Le nickel

Durant la phase de prélèvement, la concentration maximale en Ni ($2,93 \pm 0,56 \mu\text{g/g P.S.}$) est détectée dans la chaire des moules prélevées à Collo (Tab. 31 ; Fig. 61), cette teneur est plus élevée ($p > 0,05$) par rapport à celle mesurée à Sercouf ($3,27 \pm 0,07 \mu\text{g/g P.S.}$) et à Kristel ($2,24 \pm 0,037 \mu\text{g/g P.S.}$) avec ($p < 0,01$).

Après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf, on enregistre le maximum du Ni ($5,17 \pm 0,34 \mu\text{g/g P.S.}$) dans les moules originaires du site de Collo ($p < 0,001$), puis chez les moules originaires du site de Kristel ($4,26 \pm 0,16 \mu\text{g/g P.S.}$). Bien que la valeur minimale ($4,13 \pm 0,11 \mu\text{g/g P.S.}$) est détectée chez les moules locales (individus indigènes de Sercouf).

Après la période d'implantation, on observe une bioaccumulation de nickel dans l'ensemble des populations implantées, avec une augmentation d'ordre de 47 %, 21 % et 43 % concernant les moules d'origine des sites de Kristel, Sercouf et Collo, respectivement.

Le Ni est considéré comme un métal probablement essentiel, il ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture de la législation algérienne. Selon les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 In Andral et Tomasino (2010), la teneur en Ni mesurée dans la chaire des moules provenant du site de Kristel et Collo, est considérée comme valeur subnormale ($2,00 - 3,00 \mu\text{g/g P.S.}$). Pour les moules prélevées au site de Sercouf, la concentration en Ni dans la chaire est anormale ($3,00 - 4,00 \mu\text{g/g P.S.}$). Les teneurs en Ni dans les moules *M. galloprovincialis* d'origine de Kristel, Sercouf et Collo, après la période d'implantation, sont considérées comme des teneurs extrêmes ($> 4,01 \mu\text{g/g P.S.}$).

Nos résultats sont élevés par rapport à ceux trouvés par Benedicto *et al.* (2011) et Andral *et al.* (2011) dans les moules implantées dans le bassin algérien. En revanche, ils sont proches avec ceux signalés par Belabed *et al.* (2013) dans la chaire de la moule *P. perna* dans le Golf d'Annaba.

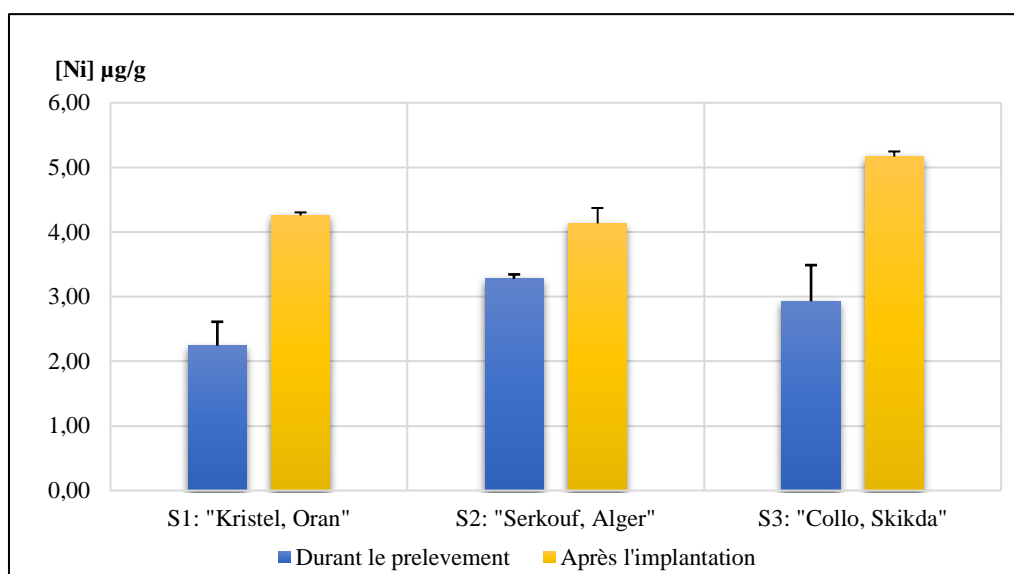


Figure 61 : Teneurs en Ni dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.

IV.1.4.3.5 Le cobalt

Le cobalt varie géographiquement entre une concentration minimale ($0,63 \pm 0,31 \mu\text{g/g P.S.}$) détectée dans la chaire des moules prélevées au site de Collo ($p > 0,05$), et une concentration maximale ($1,20 \pm 0,19 \mu\text{g/g P.S.}$) qui a été mesurées dans la chaire des moules prélevées au site de Kristel (Tab. 31 ; Fig. 62). Après la période d'implantation dans le site de Sercouf, la valeur la plus faible ($0,45 \pm 0,03 \mu\text{g/g P.S.}$) est détectée chez les moules d'origine du site de Kristel, par contre, la valeur la plus élevée du Co ($0,87 \pm 0,01 \mu\text{g/g P.S.}$) est mesurée dans les moules locales (site de Sercouf).

La comparaison entre les teneurs en Co mesurées dans la chaire des moules prélevées et implantées ($p < 0,05$), nous a permis de conclure qu'il y a une diminution de concentration de 62 % et 10 % de ce métal dans la chaire des moules d'origine de Kristel et Sercouf, respectivement. Concernant les moules d'origine du site de Collo, une accumulation d'ordre de 19 % est enregistrée après la période d'implantation.

Le cobalt est considéré comme un contaminant suspecté cancérigène pour l'homme, mais il ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture de la législation algérienne ni dans les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010).

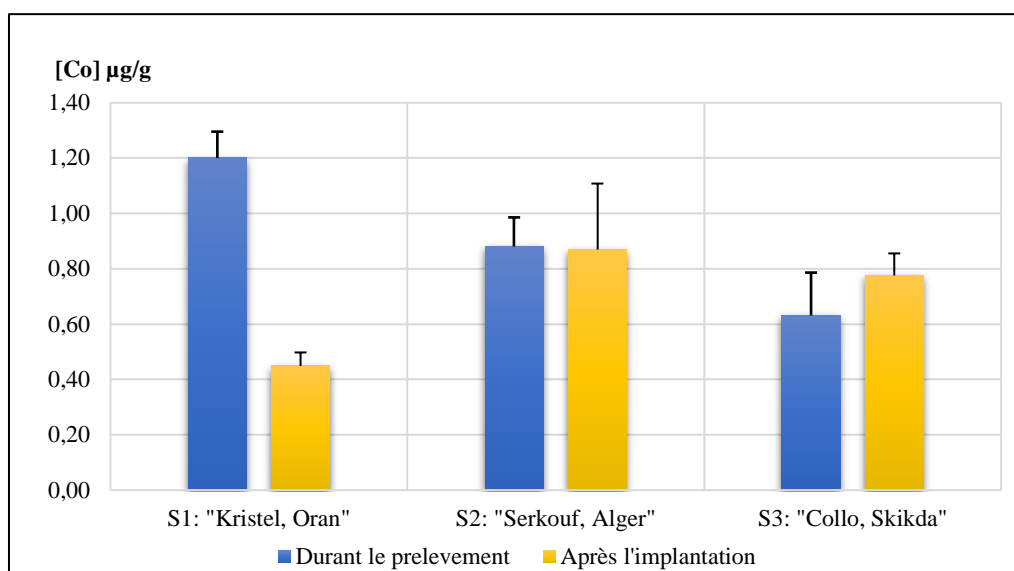


Figure 62 : Teneurs en Ni dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.

Les travaux disponibles sur la biodisponibilité du cobalt en milieu marin sont très faibles. Nos résultats sont proches avec ceux signalés par Lafabrie *et al.* (2007) en Corse, (France) et à Livorno (Italie). Mais, nos résultats sont faibles par rapport à ceux mesurés par Perošević *et al.* (2017) dans la baie de Boka Kotorska, (Monténégro). Par contre, nos résultats sont plus élevés par rapport à ceux mesurés par He et Wang (2013) dans les côtes de Dalian (Chine).

IV.1.4.3.6 Le cuivre

La concentration en Cu dans la chaire des moules varie géographiquement dans une grande ampleur ($p < 0,01$). Pendant la phase de prélèvement, la teneur la plus faible ($0,88 \pm 0,08$ µg/g P.S.) est mesurée dans les moules prélevées dans le site de Sercouf. Par contre, la teneur la plus élevée ($12,90 \pm 2,42$ µg/g P.S.) est détectée dans la chaire des moules prélevées dans le site de Collo (Tab. 31 ; Fig. 61).

Après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf, on observe une diminution de contenu en Cu de 61 % et 72 %, concernant les moules d'origine de Kristel et de Collo respectivement ($p < 0,001$). Une augmentation de 73 % en contenu en Cu est enregistrée dans les moules indigènes de Sercouf.

De plus, on observe que l'ensemble des moules de différentes origine (Kristel, Sercouf et Collo) régulent leur contenu en Cu aux alentours d'une concentration moyenne de 3~4 µg/g P.S., cette observation est peut-être expliquée par le phénomène de forte régulation du contenu en cuivre

par le métabolisme des individus. Ce phénomène de régulation est signalé dans la bibliographie avec une teneur en Cu en alentour de 7 à 8 $\mu\text{g/g}$ P.S. (RNO, 1995; Alzieu, 1999; Guendouzi *et al.*, 2018). Sur la base de cette observation, on peut conclure que les moules prélevées à Sercouf et Collo, sont contaminées par ce métal.

Le cuivre ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture de la législation algérienne.

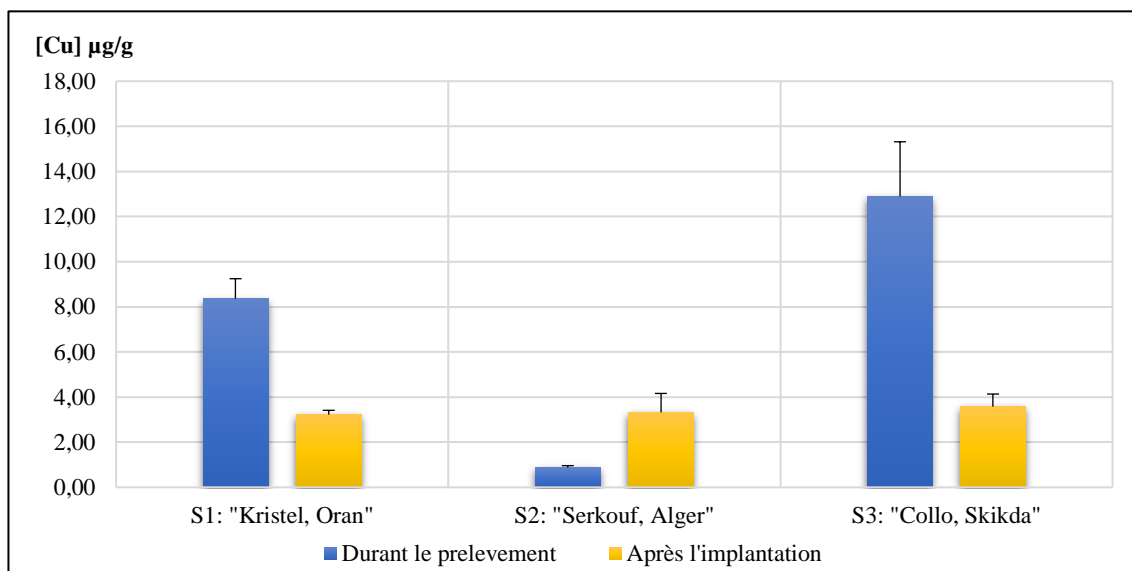


Figure 63 : Teneurs en Cu dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec $n=3$.

Selon les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010), la teneur en Cu mesurée dans les moules prélevées dans le site de Sercouf est située dans la gamme de référence ($< 4,67 \mu\text{g/g}$ P.S.), la teneur de Cu mesurée dans les moules prélevées dans le site de Kristel est considérée comme une concentration subnormale ($6,90 - 9,13 \mu\text{g/g}$ P.S.), pour le site Collo, la teneur en Cu mesurée pendant le prélèvement est une teneur extrême ($> 11,36 \mu\text{g/g}$ P.S.).

Pour les moules analysées après la période d'implantation, l'ensemble des concentrations détectées dans la chaire sont situées dans la gamme de référence, ce qui est déjà justifié par le phénomène de régulation métabolique et par la faible gamme de disponibilité de ce métal dans le site de Sercouf (faible concentration bioaccumulé avant et après la période d'implantation par les moules).

Nos résultats sont proches à ceux mesurés par Boudjellal *et al.* (1998) au Lac Mellah (El-Kala) ; par Taleb et Boutiba (2007) au Port d'Oran ; Rouane-Hacene *et al.* (2015) au site de Kristel et par Guendouzi *et al.* (2018) à sidi Mejdoub (Mostaganem) et Bateau cassé (Alger).

Par contre, nos résultats sont faibles par rapport à ceux signalés par Belabed *et al.* (2013) chez la moule *Perna perna* dans le Golf d'Annaba.

IV.1.4.3.7 Le zinc

La variation géographique du Zn dans la chair de la moule *M. galloprovincialis* est hautement significative ($p < 0,001$) à travers le test de Duncan (Post-Hoc, ANOVA).

Pendant le prélèvement, la concentration la plus élevée ($200,94 \pm 8,55 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée chez les moules du site de Collo, la concentration en Zn la plus faible ($172,60 \pm 12,87 \mu\text{g/g P.S.}$) est détectée chez les moules prélevées dans le site de Sercouf (Tab. 31 ; Fig. 64). Après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf, on détecte dans la chair des moules provenant du site de Kristel, Sercouf et Collo une diminution de 15 %, 37 % et 63 % de teneur en Zn, respectivement ($p < 0,001$).

Le Zn ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture listés par la législation algérienne. En revanche, selon les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 In Andral et Tomasino (2010), on conclut que l'ensemble des moules prélevées, par rapport à leurs contenus en Zn, sont situées dans la gamme de sécurité ($141,93 - 229,08 \mu\text{g/g P.S.}$), même observation concernant les moules d'origine du site de Kristel et implantées à Sercouf. Les moules d'origine du site de Sercouf et de Collo, après la période d'implantation à Sercouf et selon leurs contenus en Zn, sont situées dans la gamme de référence ($< 141,93 \mu\text{g/g P.S.}$).

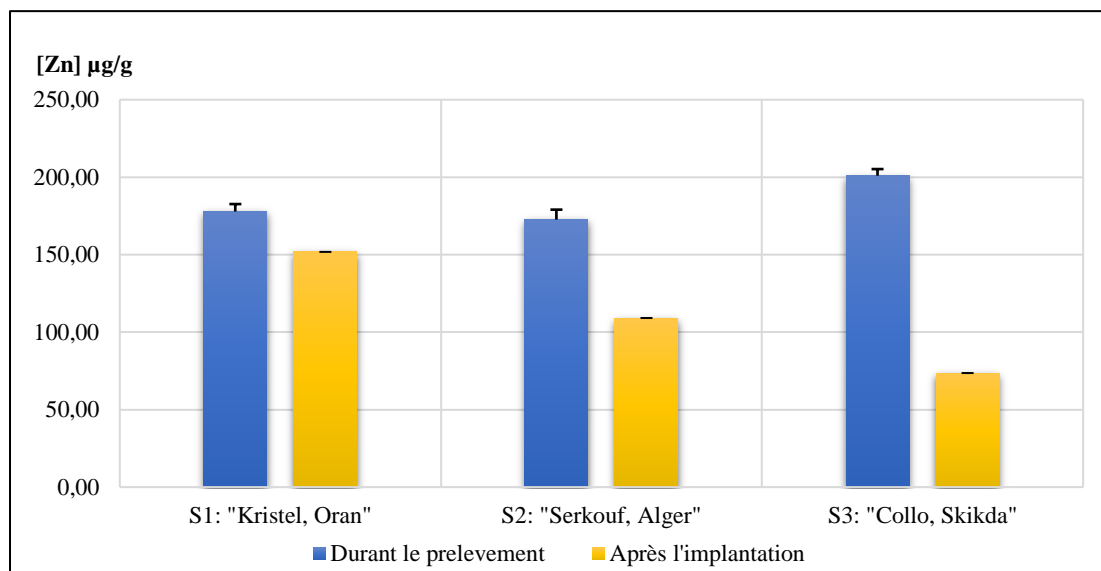


Figure 64 : Teneurs en Zn dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.

Nos résultats sont plus élevés par rapport à ceux signalés par Boudjellal *et al.* (1998) au Lac Mellah (El-Kala) et par Taleb et Boutiba (2007) au Port d'Oran. En revanche, nos résultats sont proches ou légèrement élevés par rapport aux teneurs mesurées par Rouane-Hacene *et al.* (2015) à Oran et Mostaganem, et par Guendouzi *et al.* (2018) à Mostaganem et Alger.

IV.1.4.3.8 Le manganèse

La variation géographique du Mn dans la chaire des moules est hautement significative ($p < 0,001$) à travers le test de Duncan (Post-hoc, ANOVA).

La teneur la plus élevée du Mn ($9,01 \pm 0,51 \mu\text{g/g P.S.}$) est enregistrée chez les moules prélevées à Sercouf (Tab. 31 ; Fig. 65). Les teneurs de ce métal dans la chaire des moules prélevées à Kristel et à Collo, sont proches entre elles ($p < 0,001$), avec des teneurs de $3,28 \pm 0,33 \mu\text{g/g P.S.}$ et de $2,14 \pm 0,10 \mu\text{g/g P.S.}$, détectées respectivement.

Après la période d'implantation au niveau du site tampon de Sercouf, on observe une augmentation de 27 % et 44 % du teneur en Mn dans la chaire des moules d'origine des sites de Kristel et de Collo ($p < 0,001$). En revanche, une diminution de 57 % de contenu en Mn est observée chez les individus implantés d'origine locale (Sercouf).

On observe que la variation de la teneur en Mn est proche d'une concentration moyenne de 4 µg/g P.S. ce qui nous confirme que les moules prélevés dans le même site (durant la phase de prélèvement) sont contaminés par le Mn (facteur de 2).

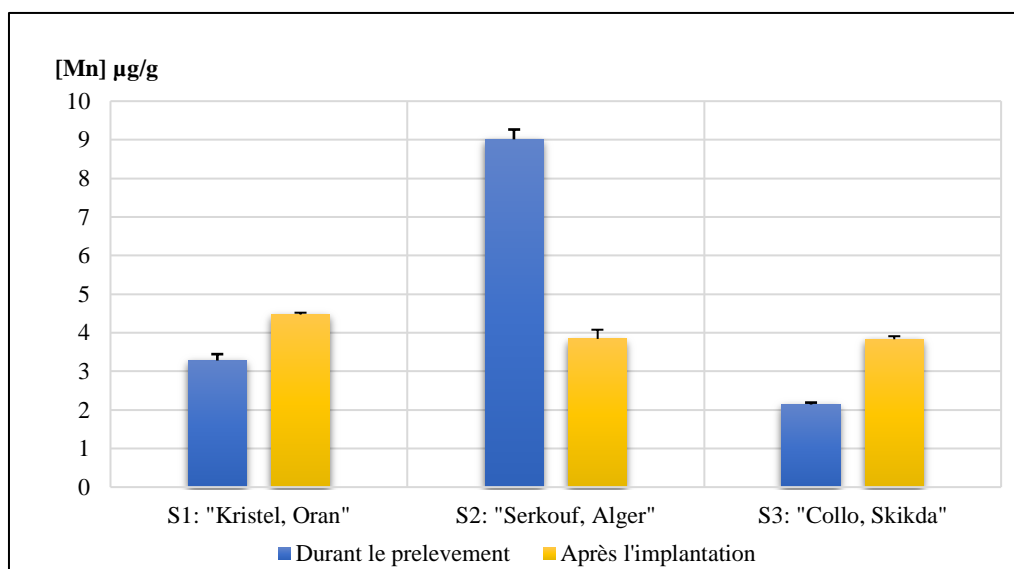


Figure 65 : Teneurs en Mn dans la chair de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Serkouf (août, 2017). Avec n=3.

Le manganèse ne figure pas dans les seuils limites des contaminant chimique dans les produit de la pêche et de l'aquaculture listés par la législation algérienne ; et ni dans les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010).

Nos résultats sont faibles par rapport à ceux signalés par Boudjellal *et al.* (1998) au Lac Mellah (El-Kala) ; par Belabed *et al.* (2013) chez la moule *Perna perna* dans le Golf d'Annaba et par Szefer *et al.* (2004) dans les côtes coréennes. En revanche, ils sont plus élevés par rapport à ceux signalés par He et Wang (2013) dans les côtes de Dalian (Chine).

IV.1.4.3.9 Le fer

La concentration en Fe (Tab. 31 ; Fig. 64) dans la chair des moules pendant la phase de prélèvement est proche ($p > 0,05$) entre les individus provenant du site de Serkouf ($274,51 \pm 26,55$ mg/g P.S.) et le site de Collo ($282,43 \pm 24,49$ mg/g P.S.). Ces concentrations sont plus élevées ($p < 0,01$) par rapport à celle mesurée dans les moules provenant du site de Kristel ($162,80 \pm 14,07$ mg/g P.S.).

Après la période d'implantation au niveau du site tampon de Sercouf, on observe une augmentation de 38 % du teneur en Fe dans la chaire des moules d'origine des sites de Kristel. En revanche, une diminution de 26 % et 36 % de contenu en Mn est observée chez les individus implantés d'origine du site de Sercouf et de Collo ($p > 0,05$), respectivement.

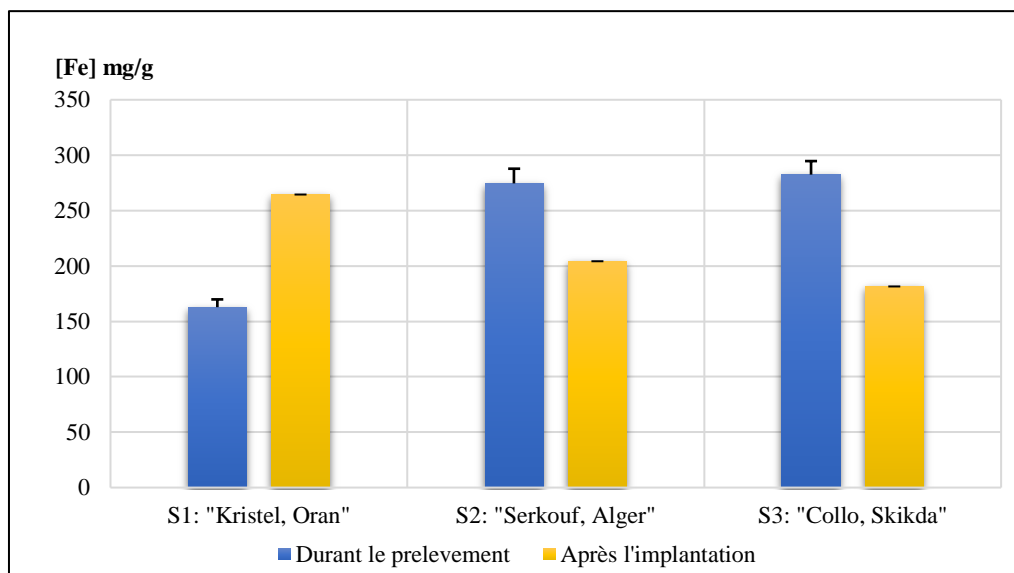


Figure 66 : Teneurs en Fe (mg/g) dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation dans le site tampon de Sercouf (août, 2017). Avec n=3.

Le fer ne figure pas dans les seuils limites des contaminants chimiques dans les produits de la pêche et de l'aquaculture listés par la législation algérienne, ni dans les classes de qualité proposées par RINBIO, 2009 *In* Andral et Tomasino (2010).

Nos résultats sont proches avec ceux signalés par Szefer *et al.* (2004) dans les côtes coréennes. En revanche, ils sont plus élevés par rapport à ceux signalés par He et Wang (2013) dans les côtes de Dalian (Chine).

IV.1.4.3.10 Facteur de biodisponibilité métallique

L'indice de (métal-poids de coquille) a été calculé comme une mesure de la biodisponibilité métallique (Soto *et al.*, 1997) (Tab. 32).

Tableau 32 : Facteurs de biodisponibilité métallique calculées chez la moule *M. galloprovincialis* prélevées dans les trois sites : "S1" Kristel, "S2" Sercouf et "S3" Collo pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017). Avec n=3.

Facteur de biodisponibilité métallique				
Métal	Période	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)
Pb ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,12	0,14	0,12
	Après implantation	0,06	0,05	0,03
Cd ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,07	0,05	0,01
	Après implantation	0,10	0,10	0,06
Cr ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,45	0,30	0,20
	Après implantation	0,46	0,26	0,10
Ni ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,22	0,25	0,21
	Après implantation	0,34	0,38	0,53
Co ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,12	0,07	0,05
	Après implantation	0,04	0,08	0,08
Cu ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,83	0,07	0,92
	Après implantation	0,26	0,31	0,36
Zn ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	17,73	13,19	14,37
	Après implantation	12,05	10,14	7,48
Mn ($\mu\text{g/g}$)	Prélèvement	0,33	0,69	0,15
	Après implantation	0,35	0,36	0,39
Fe (mg/g)	Prélèvement	16,23	20,97	20,19
	Après implantation	20,99	18,99	18,47

Selon les valeurs calculées du facteur de biodisponibilité métallique (Tab. 32), on observe que le Cd, Cr, Co et Zn sont plus biodisponibles dans le site de Kristel (Oran). Concernant le Pb, Ni, Mn et Fe, sont plus biodisponibles dans le site de Sercouf (Alger). Bien que, le Cu est plus biodisponible dans le site de Collo (Skikda).

Pendant la période d'implantation au site tampon de Sercouf (Alger), les moules provenant de différentes régions, reflètent des valeurs très proches entre elles concernant la biodisponibilité du Cd, Ni, Co, Cu, Mn et Fe.

Après la période de l'implantation (période de repos biologique de la moule *M. galloprovincialis*), dans un site tampon (afin de négliger l'influence des facteurs hydrologiques du milieu) et selon le facteur de biodisponibilité métallique calculé (afin d'éliminer l'influence du facteur physiologique IC). On a conclu que la biodisponibilité métallique dans notre étude, peut être influencée par la biologie de la moule dont : le sexe de l'espèce (Sokolowski *et al.*, 2004), capacité d'acquisition alimentaire (Saavedra *et al.*, 2004), et/ou des modifications de composition tissulaire de la moule (Boyden et Phillips, 1981).

IV.1.4.3.11 Facteur de bioconcentrations métalliques

Le facteur bioconcentrations (Chen et Chen, 1999; Li *et al.*, 2006; Hendožko *et al.*, 2010; El Nemr *et al.*, 2016) ou précisément le facteur de biosédiment (Lafabrie *et al.*, 2007; Guendouzi *et al.*, 2015) dans ce cas-là, a été calculé par rapport à la matrice sédiment, est le rapport entre la concentration métallique dans la chair de la moule et la concentration du même métal dans le milieu (Sédiment).

Les résultats obtenus sont énumérés dans le tableau suivant (Tab. 33). Concernant les valeurs de ce facteur dans la phase (après implantation), la teneur des métaux traces dans les sédiments est celle détectée dans le site tampon d'implantation (S2 Sercouf).

Tableau 33 : Valeurs du facteur de bioconcentration(Sédiment-Moules) des métaux analysés provenant des trois sites : "S1" Kristel ;"S2" Sercouf et "S3" Collo

Facteur de bioconcentration				
Métal	Période	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)
Pb	Prélèvement	0,69	2,05	0,89
	Implantation	0,18	0,13	0,09
Cd	Prélèvement	5,72	11,97	0,36
	Implantation	16,22	13,68	7,45
Cr	Prélèvement	0,18	0,13	0,08
	Implantation	0,18	0,09	0,03
Ni	Prélèvement	0,84	10,14	0,57
	Implantation	25,29	24,57	30,71
Co	Prélèvement	1,43	1,15	0,37
	Implantation	0,23	0,45	0,41
Cu	Prélèvement	4,68	0,26	1,40
	Implantation	3,98	4,10	4,42
Zn	Prélèvement	0,94	1,05	1,30
	Implantation	0,74	0,53	0,36
Mn	Prélèvement	0,02	0,09	0,03
	Implantation	0,02	0,02	0,02
Fe	Prélèvement	19,46	50,40	24,00
	Implantation	28,04	21,63	19,24

A travers des valeurs moyenne du facteur bioconcentration dans l'ensemble des sites d'étude, on suggère que les moules s'accablent fortement le Fe (31,27), le Cd (6,02), le Ni (3,85) et le Cu (2,11). Donc les concentrations de Fe, Cd, Ni et Cu dans les tissus de la moule étaient supérieures à celles dans les sédiments environnants. Cette espèce (*M. galloprovincialis*) reflète l'état de contamination réelle, concernant le Pb (1,21), le Zn (1,10) et le Co (0,98).

L'accumulation de Cr et de Mn est d'ordre de grandeur inférieure à 1, avec des valeurs moyennes du facteur bioconcentration de 0,13 et 0,05 respectivement.

Selon les valeurs du facteur de bioconcentration (Tab. 33), on observe une décroissance de la bioconcentration du Pb, Cr, Co, Zn et Mn chez la moule *M. galloprovincialis* entre la phase de prélèvement et la période d'implantation (phase de repos biologique) au site tampon de Sercouf. Même observation pour la bioaccumulation du Fe, à l'exception des moules d'origine du Kristel, d'où la bioconcentration la plus élevée de ce métal est enregistrée durant la période d'implantation.

Concernant le Cd, Ni et Cu, la bioaccumulation de ces métaux augmente durant la période d'implantation, *i.e.* la phase de repos biologique de la moule *M. galloprovincialis*, à l'exception des moules d'origine du site de Kristel, ce qui explique une faible bioaccumulation du Cu est enregistrée durant la période d'implantation.

IV.1.4.4 Evaluation du risque pour le consommateur des moules

Pour évaluer le risque des métaux traces au consommateur, des sources de contaminants métalliques fournies par d'autres repas ou par l'eau potable le même jour n'a pas été prises en compte, *i.e.* seulement la consommation métallique venant de la moule a été considérée.

IV.1.4.4.1 La consommation quotidienne chronique EDI ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{jrs}$)

La consommation quotidienne chronique "EDI" (*The estimated dietary intake*) des métaux traces via la consommation de la moule *Mytilus galloprovincialis*, est calculée afin de pouvoir la comparé avec la consommation quotidienne tolérable provisoire "PTDI" (*The provisional tolerable daily intakes*) établis par le Comité Expert Commun d'Additifs alimentaires JECFA et le Ministère de l'Environnement Américain (USEPA) (Zhelyazkov *et al.*, 2018).

La comparaison entre la consommation quotidienne chronique (EDI) et la consommation quotidienne tolérable provisoire (PTDI) montrée un grand écart entre les deux consommations, les valeurs de l'EDI concernant le Pb, Cd, Cr, Ni, Cu et Zn représente moins de 0,01 % de la PTDI, l'EDI calculé pour le Fe est ne dépasse pas au maximum le 2 % de la PTDI. Une absence des valeurs de PTDI concernant le Co et le Mn est notée, mais la consommation EDI est toujours en faible grandeur (d'ordre de 10^{-5}).

Tableau 34 : Consommation quotidienne chronique ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jrs}$) des métaux traces à travers la consommation des moules *M. galloprovincialis* prélevées à Kristel, Sercouf et Collo, après la période d'implantation.

EDI : La consommation quotidienne chronique (*The estimated dietary intake*) ; PTDI : la consommation quotidienne tolérable provisoire (*The provisional tolerable daily intakes*)

Métal	Période	EDI ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jr}$)			PTDI ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jr}$)
		Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)	
Pb	Prélèvement	5,175 E-05	7,698 E-05	7,751 E-05	3,57
	Implantation	7,696 E-06	1,180 E-05	1,552 E-05	
Cd	Prélèvement	2,926 E-05	2,654 E-05	5,851 E-06	1,00
	Implantation	4,351 E-06	4,068 E-06	1,171 E-06	
Cr	Prélèvement	0,000200	0,000168	0,000129	3,00
	Implantation	2,97 E-05	2,58 E-05	2,58 E-05	
Ni	Prélèvement	0,0001001	0,0001422	0,000135	5,00
	Implantation	1,488 E-05	2,18 E-05	2,702 E-05	
Co	Prélèvement	5,3593 E-05	3,8248 E-05	2,9087 E-05	-
	Implantation	7,9694 E-06	5,8629 E-06	5,823 E-06	
Cu	Prélèvement	0,0003735	3,823 E-05	0,0005944	500,00
	Implantation	5,555 E-05	5,861 E-06	0,000119	
Zn	Prélèvement	0,00793915	0,00749799	0,0092624	1000,00
	Implantation	0,00118056	0,00114934	0,00185425	
Mn	Prélèvement	0,0001464	0,0003914	9,864 E-05	-
	Implantation	2,178 E-05	6 E-05	1,975 E-05	
Fe	Prélèvement	7,27	11,93	13,02	800,00
	Implantation	1,08	1,83	2,61	

IV.1.4.4.2 Le quotient de danger cible (THQ) et L'indice de danger (HI)

Le quotient de danger cible "THQ" (*Target Hazard Quotient*) inclut la consommation des métaux et d'autres facteurs significatifs, dont : la fréquence et la durée d'exposition, la quantité d'alimentation, le poids corporel du consommateur et la dose de référence orale.

Les valeurs des quotients de danger cible pour l'ensemble des métaux traces étudiés et l'indice de danger, sont énumérés dans le tableau suivant (Tab. 35).

La valeur de THQ >1 indique un effet indésirable pour la santé humaine (Gu *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2017b; Putri *et al.*, 2017; Zhelyazkov *et al.*, 2018). Sur cette observation, on note que le Fe dans la chair des moules est le seul métal analysé qui peut provoquer un effet indésirable pour la santé humaine. Concernant le fer, le risque de consommation des moules est modéré ($10,0 < \text{THQ} < 19,9$), pour les moules provenant de leurs sites d'origine : Kristel (Oran), Sercouf (Alger) et Collo (Skikda). Le risque de consommation des moules implantées au site tampon de Sercouf (Alger) est bas ($1,0 < \text{THQ} < 9,9$) (Liu *et al.*, 2017a).

Pour le reste des métaux analysés (Tab. 35), le THQ < 1, ce qui explique qu'il n'y a pas un risque significatif par ces métaux.

Tableau 35 : Quotient de danger cible (THQ : *Target Hazard Quotient*) et Indice de danger (HI : *Hazard Index*) pour l'ensemble des métaux traces étudiés, chez les moules analysées pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation (août. 2017) dans le site de Sercouf

	Métal	Période	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)
THQ	Pb	Prélèvement	0,01438	0,02138	0,02153
		Implantation	0,00214	0,00328	0,00431
	Cd	Prélèvement	0,02926	0,02654	0,00585
		Implantation	0,00435	0,00407	0,00117
	Cr	Prélèvement	0,06659	0,05605	0,04291
		Implantation	0,00990	0,00859	0,00859
	Ni	Prélèvement	0,00020	0,00028	0,00027
		Implantation	2,976E-05	4,361E-05	5,404E-05
	Cu	Prélèvement	0,01868	0,00191	0,02972
		Implantation	0,00278	0,00029	0,00595
	Zn	Prélèvement	0,02646	0,02499	0,03087
		Implantation	0,00394	0,00383	0,00618
	Mn	Prélèvement	0,00105	0,00280	0,00070
		Implantation	0,00016	0,00043	0,00014
Fe	Prélèvement	10,38	17,04	18,60	
	Implantation	1,54	2,61	3,72	
HI	Prélèvement	10,54	17,17	18,73	
	Implantation	1,57	2,63	3,75	

Si l'indice de danger "HI" (*Hazard Index*) a une valeur supérieure à 5 (Rajan et Ishak, 2017), il y a un risque lié au métal étudié, c'est le cas des moules provenant de leurs sites d'origine : Kristel (Oran), Sercouf (Alger) et Collo (Skikda). Ce risque est fortement causé par le Fer. En revanche, concernant les moules implantées au site tampon de Sercouf (Alger), l'indice de risque (HI) est situé entre 1 et 5, il y a un risque potentiel lié aux métaux étudiés (précisément le Fe) dans cette population.

IV.1.4.4.3 Le taux limite de consommation

Afin de protéger la santé du consommateur, le calcul du taux limite de consommation "CR_{lim}" (*Consumption Rate Limit*) est recommandé, pour l'ensemble des métaux traces analysés.

Selon les valeurs calculées du taux limite de consommation CR_{lim}, pour l'ensemble des métaux traces étudiés (Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn, Mn et Fe), on observe que la quantité permmissible à la consommation est plus élevée chez les moules prélevées après l'implantation que chez les moules prélevées durant la première phase (Tab. 36).

De plus, le chrome est considéré comme le métal limitant de la consommation des moules avec un taux limite de consommation inférieur à 0,5 kg/jr concernant les moules prélevées durant la phase de prélèvement. Ce taux limite de consommation a augmenté à presque 2kg/jr pour la consommation des moules implantées.

Tableau 36 : Taux limite de consommation limite "CR_{lim}" (*Consumption Rate Limit*) des moules *M. Galloprovincialis* analysées pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017)

Métal	Période	CR _{lim} (kg/jr)		
		Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)
Pb	Prélèvement	1,39	0,94	0,93
	Après implantation	9,36	6,10	4,64
Cd	Prélèvement	0,68	0,75	3,42
	Après implantation	4,60	4,92	17,07
Cr	Prélèvement	0,30	0,36	0,47
	Après implantation	2,02	2,33	2,33
Ni	Prélèvement	99,93	70,30	74,08
	Après implantation	672,00	458,65	370,07
Cu	Prélèvement	1,07	10,46	0,67
	Après implantation	7,20	68,25	3,36
Zn	Prélèvement	0,76	0,80	0,65
	Après implantation	5,08	5,22	3,24
Mn	Prélèvement	19,12	7,15	28,38
	Après implantation	128,58	46,67	141,79
Fe	Prélèvement	1,93	1,17	1,08
	Après implantation	12,95	7,66	5,37

IV.1.5 Radionucléides chez la moule *Mytilus galloprovincialis*

Parmi les radionucléides d'intérêt considérés dans cette étude, certains d'entre eux ont une origine naturelle issue des chaînes de désintégration de ²³⁸U et ²³²Th (²¹⁰Pb, ²¹⁴Pb, ²²⁶Ra, ²¹⁴Bi), alors que d'autres sont d'origine tellurique tel que le potassium ⁴⁰K. Le ¹³⁷Cs est le radioélément artificiel le plus prépondérant et purement artificiel, et par conséquent le plus intéressant à étudier.

Dans chaque site étudiés (Kristel, Sercouf et Collo), et durant chaque phase de monitoring (biomonitoring passive : prélèvement, et biomonitoring active : Après l'implantation), on a utilisé environ 3 kg d'échantillon de moule *Mytilus galloprovincialis*.

Le tableau 37 englobe les paramètres qui concernent l'échantillon et le comptage par spectrométrie gamma.

Tableau 37 : Paramètres biologique de la moule *M. galloprovincialis* analysées pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017) et paramètres métrologiques du comptage par spectrométrie gamma

Site	Période	n	Poids sec de l'échantillon (g)	Date de prélèvement	Date de comptage	Temps de comptage (s)
Kristel, Oran	Durant le prélèvement	160	66,26	18/04/2017	28/10/2017	172937.14
	Après l'implantation	179	87.93	22/08/2017	29/11/2017	104950.28
Sercouf, Alger	Durant le prélèvement	294	73.78	25/04/2017	21/11/2017	172800.00
	Après l'implantation	230	88.25	22/08/2017	22/10/2017	172800.00
Collo, Skikda	Durant le prélèvement	215	54.36	30/04/2017	12/11/2017	259200.00
	Après l'implantation	128	81.93	22/08/2017	08/11/2017	174963.27

Les résultats de l'activité des radionucléides (Bq/Kg) à travers le comptage par spectrométrie gamma sont énumérés dans le tableau 38.

Tableau 38 : Activité des radionucléides dans le tissu de la moule *M. galloprovincialis* analysée pendant le prélèvement (avril. 2017) et après la période d'implantation dans le site de Sercouf (août. 2017). ($\pm 2\sigma$) et $k=2$

Activité des radionucléides (Bq/kg)				
Radionucléides	Période	Kristel (Oran)	Sercouf (Alger)	Collo (Skikda)
^{137}Cs	Prélèvement	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Implantation	< 0,01	< 0,01	< 0,01
^{40}K	Prélèvement	256,60 \pm 7,93	244,75 \pm 7,25	201,66 \pm 6,24
	Implantation	242,43 \pm 7,52	192,16 \pm 5,82	264,70 \pm 7,70
^{226}Ra	Prélèvement	7,62 \pm 0,22	3,74 \pm 0,14	4,31 \pm 0,17
	Implantation	2,14 \pm 0,16	3,10 \pm 0,14	2,65 \pm 0,15
^{214}Bi	Prélèvement	7,65 \pm 0,45	3,95 \pm 0,29	4,68 \pm 0,36
	Implantation	2,10 \pm 0,31	3,82 \pm 0,29	2,91 \pm 0,31
^{214}Pb	Prélèvement	7,58 \pm 0,41	3,53 \pm 0,29	3,94 \pm 0,33
	Implantation	2,19 \pm 0,31	2,37 \pm 0,26	2,39 \pm 0,28
^{210}Pb	Prélèvement	18,93 \pm 1,73	18,71 \pm 1,79	10,45 \pm 1,08
	Implantation	26,86 \pm 2,43	15,92 \pm 1,46	21,68 \pm 1,85

IV.1.5.1 Le césium 137 (^{137}Cs)

Le ^{137}Cs (30,2 an) est un radionucléide purement artificiel émetteur β^- . Il provient des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère. Dans le milieu marin, le ^{137}Cs a trois sources possibles : le dépôt direct due aux retombées globales et à l'accident de Tchernobyl ; les apports indirects

par les cours d'eau qui résultent du drainage du bassin versant ; ou des relargages des installations nucléaires situées sur son parcours (Miralles, 2004).

Les moules pour les trois sites durant le prélèvement et après la période d'implantation, ne sont pas contaminés par le ^{137}C (activité du césium 137 est inférieure à la limite de détection : $< 0,01 \text{ Bq/kg P.H.}$).

IV.1.5.2 Le potassium 40 (^{40}K)

Le potassium 40 est un radioélément primaire et il est d'origine tellurique. L'activité du ^{40}K est plus élevée ($256,60 \pm 7,93 \text{ Bq/Kg P.S.}$) dans la chaire des moules prélevées à Kristel (Fig. 67 ; Tab. 38) par rapport au site de Sercouf ($244,75 \pm 7,25 \text{ Bq/Kg P.S.}$) et au site de Collo ($201,66 \pm 6,24 \text{ Bq/Kg P.S.}$). Après la période d'implantation (Fig. 67 ; Tab. 38), l'activité du ^{40}K est plus élevée ($264,70 \pm 7,70 \text{ Bq/Kg P.S.}$) chez les moules d'origine du site de Collo, puis chez les moules d'origine du site de Kristel ($242,43 \pm 7,52 \text{ Bq/Kg P.S.}$), et finalement chez les individus indigènes du site de Sercouf ($192,16 \pm 5,82 \text{ Bq/Kg P.S.}$).

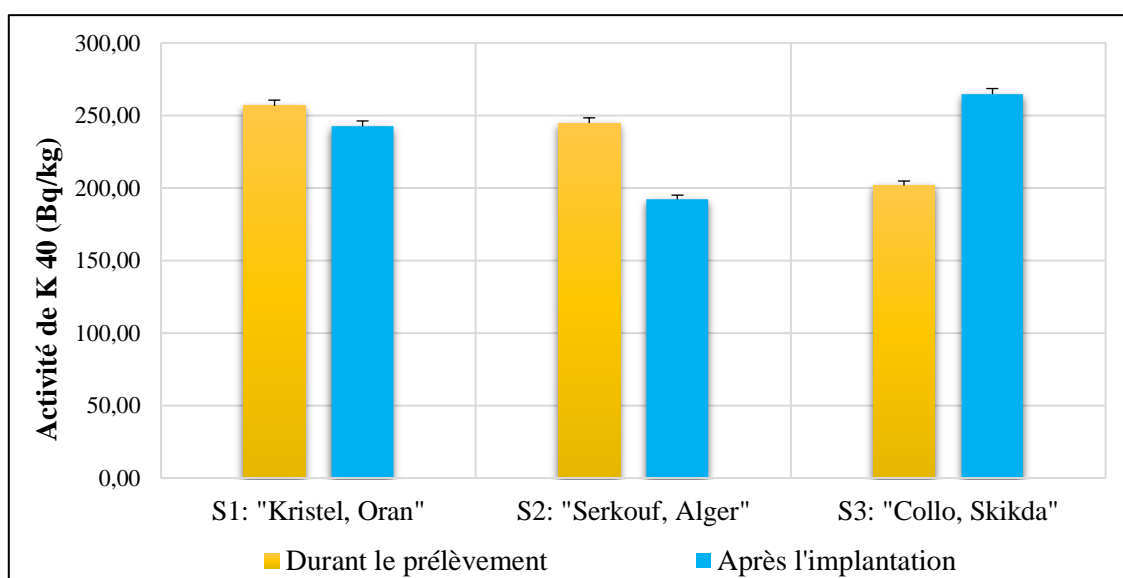


Figure 67 : Activité de ^{40}K dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation (août, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger) ($\pm 2\sigma$ et $k=2$)

Ce résultat était également attendu puisque la concentration de ^{40}K dans les mers et les océans est élevée et uniforme ($\sim 12500 \text{ Bq/m}^3$) et par conséquent ne change pas dans les eaux côtières même si des effets terrigènes plus forts ont eu lieu. On peut donc conclure que la concentration de cet élément ^{40}K , est le reflet de l'état conditionnel des moules (Krmpotić *et al.*, 2015) : il est

largement utilisé dans le métabolisme de ces organismes et il s'accumule dans ses tissus (Kılıç *et al.*, 2014a) ; donc sa concentration reflète l'état du milieu : la production primaire et la charge en matière organique particulaire (Carvalho *et al.*, 2011).

Les concentrations élevées d'activité de ^{40}K mesurées pour les moules de notre étude se situent dans la même gamme des valeurs signalées dans d'autres régions du globe (Topçuoğlu et Güngör, 1999; Meli *et al.*, 2008; Kılıç *et al.*, 2014.a, b).

IV.1.5.3 Le radium 226 (^{226}Ra)

L'activité du radium 226 est la moyenne des activités de plomb 214 et le bismuth 214 (Yii et Wan-Mahmood, 2013). L'activité de radium 226 dans la chaire des moules prélevées à Kristel est la plus élevée ($7,62 \pm 0,22$ Bq/Kg P.S.). Contrairement au site de Sercouf et de Collo (Fig. 68 ; Tab. 38), on a enregistré des activités proches entre elles, avec ($3,74 \pm 0,14$ Bq/Kg P.S.) et ($4,31 \pm 0,17$ Bq/Kg P.S.) respectivement. Après la période de l'implantation, l'activité de ^{226}Ra est plus élevée ($3,10 \pm 0,14$ Bq/Kg P.S.) dans les moules d'origine du site de Sercouf, puis chez les moules d'origine du site de Collo ($2,65 \pm 0,15$ Bq/Kg P.S.) et finalement chez les moules d'origine de Kristel ($2,14 \pm 0,16$ Bq/Kg P.S.).

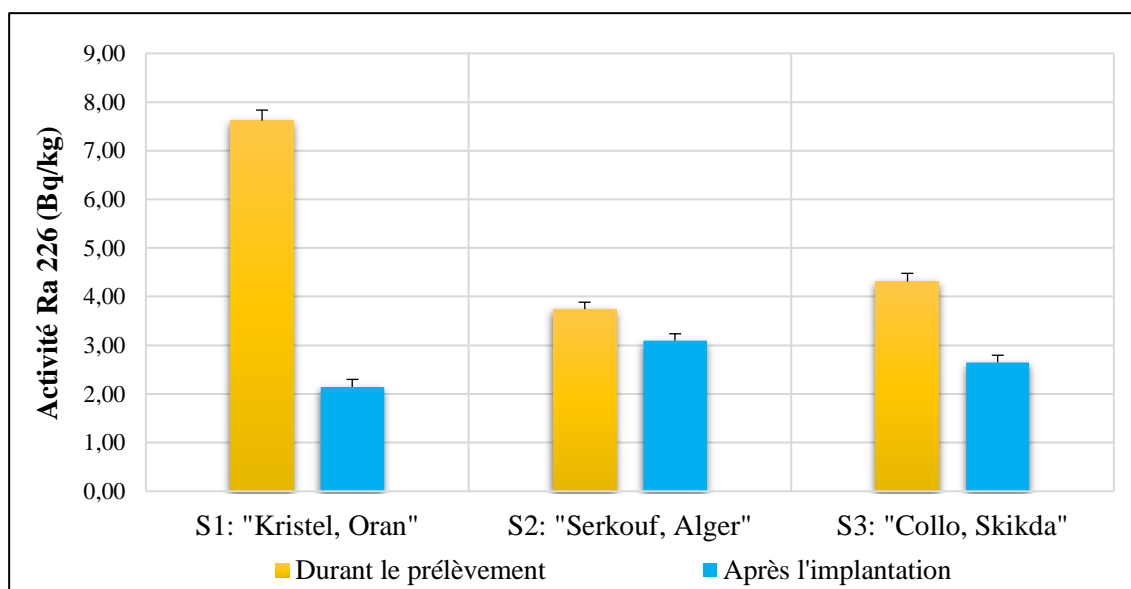


Figure 68 : Activité de ^{226}Ra dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation (août, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger) ($\pm 2\sigma$) et $k=2$

Selon Kılıç *et al.* (2014b), le radium 226 n'est pas utilisé dans le métabolisme des moules et ce radionucléide ne peut donc pas être accumulés dans les tissus mous. Par conséquent, les activités spécifiques de ^{40}K se sont révélées supérieures (facteur de 30 fois plus dans le cas de notre étude) aux activités de ^{226}Ra .

Nos résultats sont en accord avec ceux signalés par (Meli *et al.*, 2008; Kılıç *et al.*, 2014.a, b; Krmpotić *et al.*, 2015).

IV.1.5.4 Le bismuth 214 (^{214}Bi)

L'activité de bismuth 214 est utilisée afin de calculer l'activité du radium 226 (Yii et Wan-Mahmood, 2013).

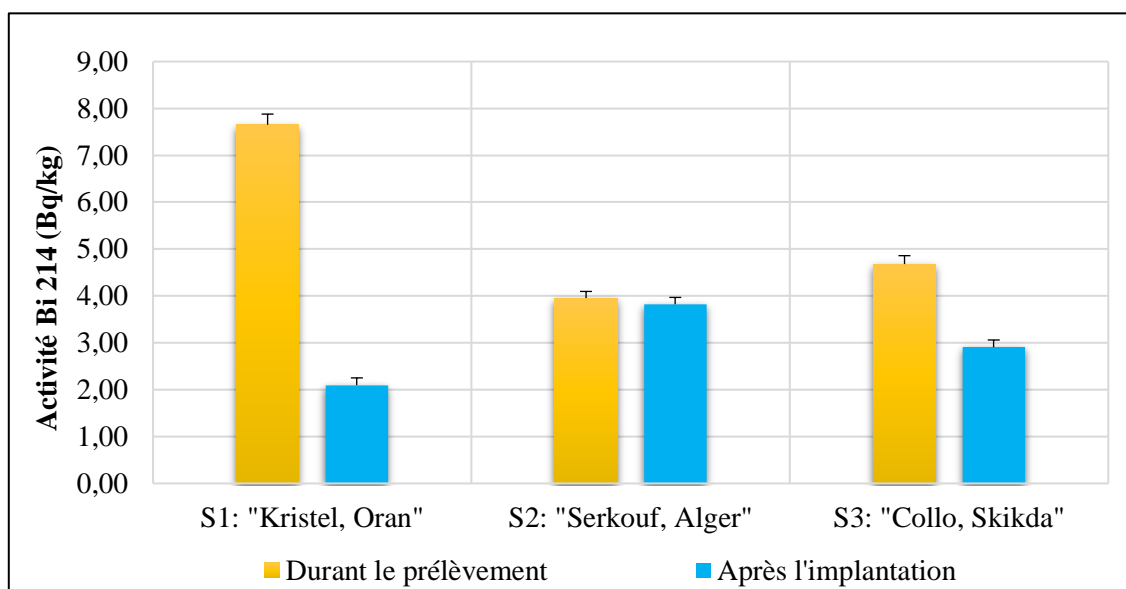


Figure 69 : Activité de ^{214}Bi dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation (août, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger). ($\pm 2\sigma$ et $k=2$)

L'activité de bismuth 214 dans la chaire des moules prélevées à Kristel est la plus élevée ($7,65\pm 0,45$ Bq/Kg P.S.). Contrairement au site de Sercouf et de Collo (Fig. 69 ; Tab. 38), on a enregistré des activités proches entre elles, avec ($3,95\pm 0,29$ Bq/Kg P.S.) et ($4,68\pm 0,36$ Bq/Kg P.S.) respectivement. Après la période de l'implantation, l'activité de ^{214}Bi est plus élevée ($3,82\pm 0,29$ Bq/Kg P.S.) dans les moules d'origine du site de Sercouf, puis chez les moules d'origine du site de Collo ($2,91\pm 0,31$ Bq/Kg P.S.) et finalement chez les moules d'origine du Kristel ($2,10\pm 0,31$ Bq/Kg P.S.).

IV.1.5.5 Le plomb 214 (^{214}Pb)

L'activité de plomb 214 est utilisée afin de calculer l'activité du radium 226 (Yii et Wan-Mahmood, 2013).

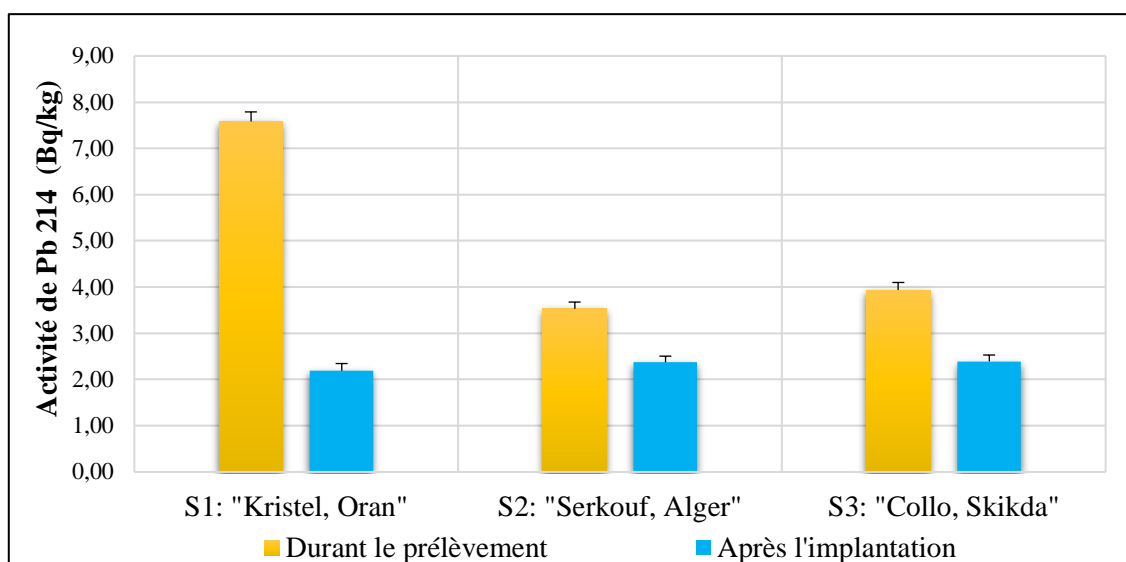


Figure 70 : Activité de ^{214}Pb dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation (août, 2017) dans le site tampon de Sercouf (Alger). ($\pm 2\sigma$ et $k=2$)

L'activité de Plomb 214 dans la chaire des moules prélevées à Kristel est la plus élevée ($7,58 \pm 0,41$ Bq/Kg P.S.). Contrairement au site de Sercouf et de Collo (Fig. 70 ; Tab. 38), on a enregistré des activités proches entre elles, avec ($3,53 \pm 0,29$ Bq/Kg P.S.) et ($3,94 \pm 0,33$ Bq/Kg P.S.) respectivement. Après la période de l'implantation, l'activité de Pb (214) la plus élevée ($2,39 \pm 0,28$ Bq/Kg P.S.) est dans les moules d'origine de site de Collo, puis chez les moules d'origine de site de Sercouf ($2,37 \pm 0,26$ Bq/Kg P.S.) et finalement chez les moules d'origine de Kristel ($2,19 \pm 0,31$ Bq/Kg P.S.).

IV.1.5.6 Le plomb 210 (^{210}Pb)

L'activité de Plomb 210 dans la chaire des moules prélevées à Collo est la plus faible ($10,45 \pm 1,08$ Bq/Kg P.S.). Contrairement au site de Kristel et de Sercouf (Fig. 71 ; Tab. 38), on a enregistré des activités proches entre elles, avec ($18,93 \pm 1,73$ Bq/Kg P.S.) et ($18,71 \pm 1,79$ Bq/Kg P.S.) respectivement. Après la période de l'implantation, l'activité de Pb (210) la plus élevée ($26,86 \pm 2,43$ Bq/Kg P.S.) est dans les moules originaires de Kristel, puis chez les moules originaires de Collo ($21,68 \pm 1,85$ Bq/Kg P.S.), et finalement chez les moules originaires de Sercouf ($15,92 \pm 1,46$ Bq/Kg P.S.).

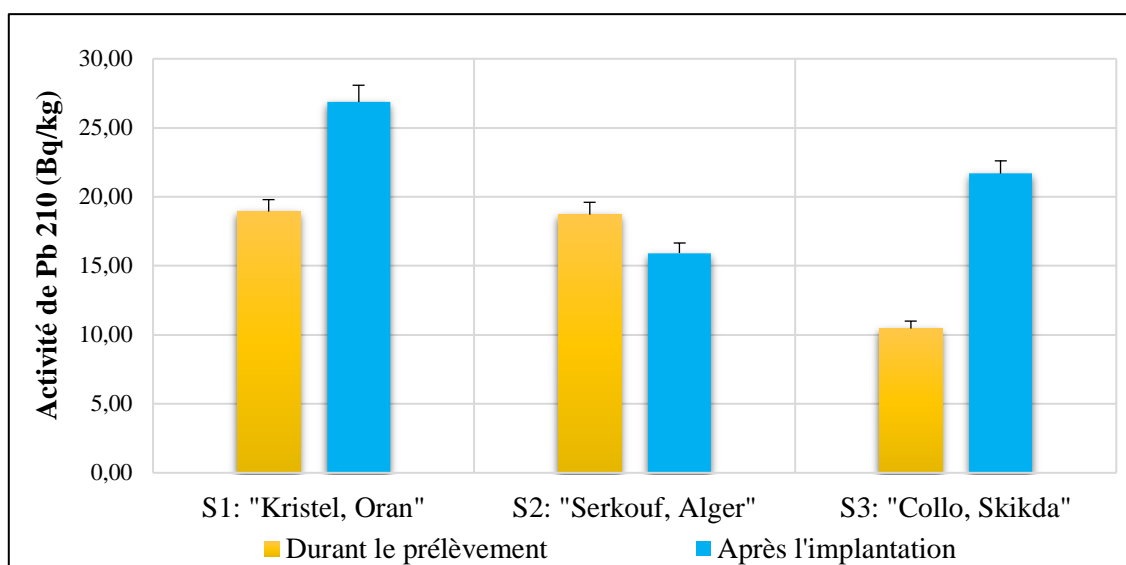


Figure 71 : Activité de ^{210}Pb dans la chaire de *Mytilus galloprovincialis* durant le prélèvement (avril, 2017) et après la période d'implantation (août, 2017) dans le site tampon de Serkouf (Alger). ($\pm 2\sigma$ et $k=2$)

Il est important de mesurer l'activité de ^{210}Pb , car ce radionucléide est une source continue de ^{210}Po (García-Orellana et García-León, 2002). Nos résultats sont en accord avec ceux signalés par Meli *et al.* (2008) et par Desideri *et al.* (2011) dans les côtes de l'Italie, par Charmasson *et al.* (2011) dans le littoral français, et par Kılıç *et al.* (2014a, b) dans le littoral de la Turquie.

Dans les moules de notre étude, l'évolution de l'activité des radionucléides considérés est d'ordre : K (40) \gg Pb (210) $>$ Ra (226). En revanche, le Cs (137) est non détectable.

IV.2 Bioaccumulation chez l'oursin *P. lividus*²

IV.2.1 Biologie de l'oursin

IV.2.1.1 Paramètres morphométriques : diamètre (D) et hauteur (H) du test

La variation géographique et saisonnière des paramètres morphométriques dont le diamètre (D), et la hauteur (H) du test de l'oursin *P. lividus*, est très significative ($p < 0,001$).

Le diamètre du test (D) de l'oursin *P. lividus* le plus élevée a été mesuré au niveau du site de "Abdelmalek Ramadan ex. Willis³", durant les quatre saisons de suivi. Or, la valeur minimale de ce paramètre est signalée dans le site de "Bateau cassé" quel que soit la saison (Tab. 39). L'étude comparative des variations saisonnières de la hauteur (H) du test de l'oursin *P. lividus*, montre que ce paramètre biométrique subi la même oscillation que le diamètre (D) du test (Tab. 39).

Tableau 39 : Paramètres morphométriques (Diamètre et Hauteur du test) de l'oursin *Paracentrotus lividus* dans les trois sites d'étude durant la période étudiée.

Sites	n	Paramètres (mm)	(2013) (2014)			
			Automne	Hiver	Printemps	Été
<i>Sidi Mejdoub</i> (Mostaganem)	15	D	51,2 ± 2,6	49,4 ± 4,7	48,5 ± 5,4	46,6 ± 4,2
		H	28,8 ± 1,4	26,1 ± 2,9	25,5 ± 3,1	22,4 ± 2,4
<i>Willis</i> (Mostaganem)	15	D	51,5 ± 4,3	50,9 ± 4,4	50,4 ± 5,4	49,0 ± 5,4
		H	27,6 ± 2,9	26,5 ± 3,0	26,0 ± 3,0	23,7 ± 3,1
<i>Bateau cassé</i> (Alger)	15	D	47,2 ± 2,4	44,7 ± 3,4	46,5 ± 4,7	39,9 ± 2,3
		H	24,9 ± 2,6	23,8 ± 2,2	24,2 ± 4,0	18,9 ± 1,8

On a pu déceler une croissance majorante où ($b > 1$) entre D et H mesurés chez les oursins récoltés ($p < 0,05$) à Sidi Mejdoub (Fig. 72) et à Bateau cassé (Fig. 74). La hauteur du test de ces oursins croît plus vite que le diamètre. Par contre, à Willis (Fig. 73) la croissance est isométrique ($b \sim 1$) : la hauteur de ces oursins croît à la même vitesse que le diamètre ($p < 0,05$).

²Les résultats de cette partie sont publiés par Guendouzi *et al.*, (2017).

³ Dans cette thèse nous avons considéré l'ancienne appellation du site d'Abdelmalek Ramadan *i.e.* Willis.

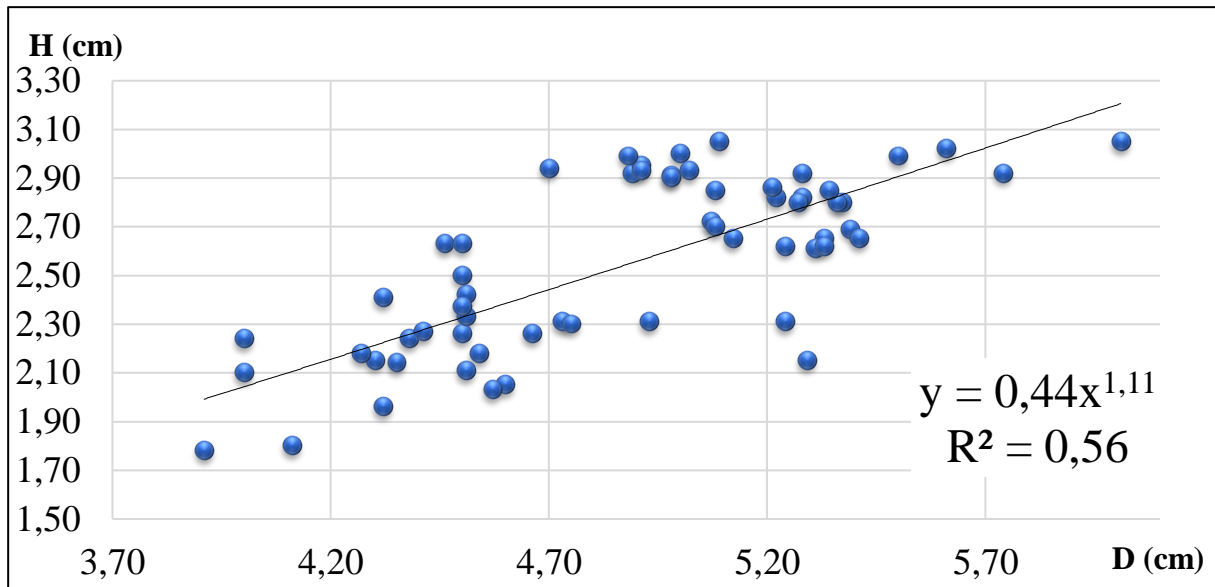


Figure 72 : Corrélation puissance entre le diamètre (D) et la hauteur (H) du test des oursins provenant du site S4 "Sidi Mejdoub, Mostaganem". R² : Coefficient de corrélation, (n = 60)

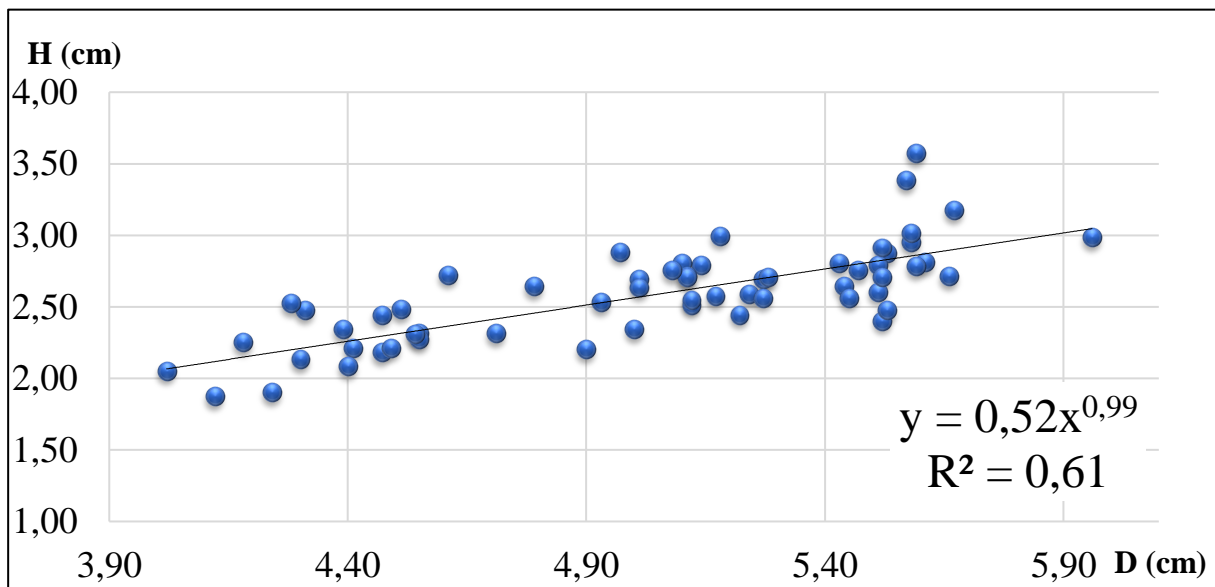


Figure 73 : Corrélation puissance entre le diamètre (D) et la hauteur (H) du test des oursins provenant du site S5 "Willis, Mostaganem". R² : Coefficient de corrélation. (n = 60)

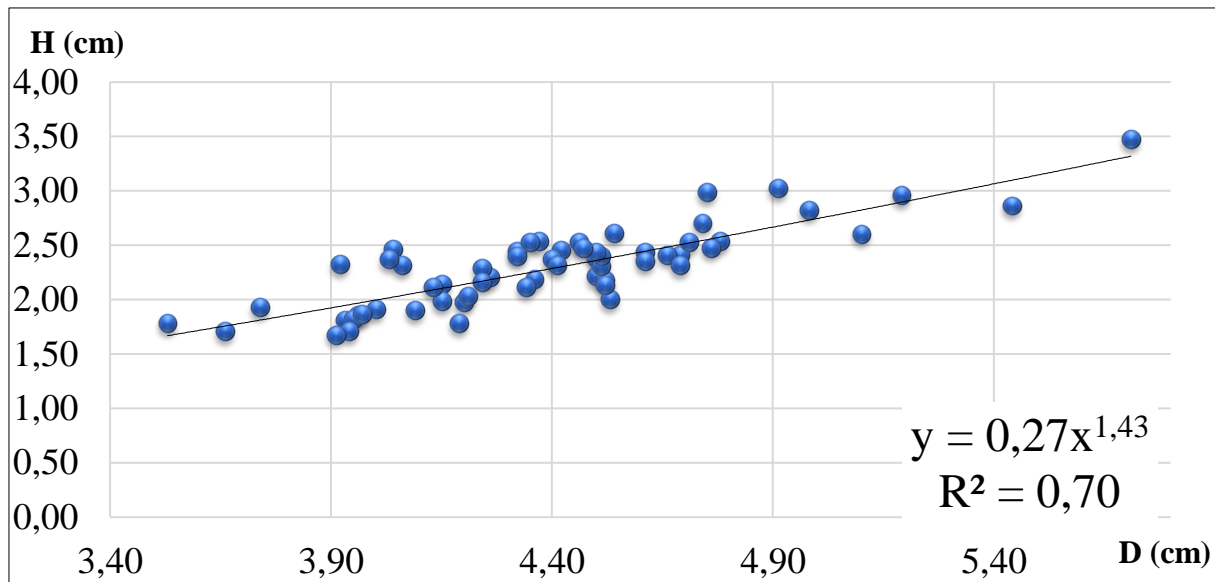


Figure 74 : Corrélation puissance entre le diamètre (D) et la hauteur (H) du test des oursins provenant du site S6 " Bateau cassé, Alger". R^2 : Coefficient de corrélation. (n = 60)

À partir d'une certaine taille, la croissance se ferait soit en largeur, soit en hauteur en fonction des possibilités qu'offre la roche ou le nombre d'individus voisins. Cette hypothèse est déjà confirmée par Allain (1975).

Généralement, l'oursin *P. lividus* subit une croissance proportionnelle entre la hauteur et le diamètre du test quel que soit la zone géographique ou le biotope étudié (Cellario et Fenaux, 1987; Pancucci *et al.*, 1993).

Nos résultats concordent avec ceux trouvés par Soualili (2008) dans la baie d'Alger ; (Dermeche *et al.*, 2009; Rouane-Hacene *et al.*, 2017) à Mostaganem et Oran, et (Boukhelf, 2012) à Mostaganem.

IV.2.1.2 Sex-ratio

La variation géographique et saisonnière du sex-ratio révèle une dominance des femelles, à l'exception, au niveau du site de "Sidi Mejdoub" où un équilibre sexuel est observé en hiver. Aussi, une dominance estivale des mâles a été observée dans le même site. Cette dominance des mâles a été déjà signalée par Allain (1975) dans les côtes Nord de Bretagne (France). De plus, le sex-ratio global (moyen) révèle une dominance des femelles par rapport aux mâles (Tab. 40). Le sex-ratio semble changer tout au long de l'année et d'une année à l'autre (Guettaf, 1997).

Tableau 40 : Distribution saisonnière du sex ratio (F/M), de l'oursin *P. lividus*, provenant des sites : S4 "Sidi Mejdoub" (Mostaganem), S5 "Willis" (Mostaganem) et S6 "Bateau cassé" (Alger). Test (ϵ) : test d'homogénéité de Schwartz (1996). s.d : écart-type. n=15

Sites	Sex-ratio (F/M)				Moyenne \pm s.d.	Test ϵ
	(2013)	(2014)				
	Automne	Hiver	Printemps	Été		
S4 : "Sidi Mejdoub"	1,14	1,00	2,75	0,88	1,44 \pm 0,88	3,70
S5 : "Willis"	1,50	1,33	2,00	2,00	1,71 \pm 0,34	18,77
S6 : "Bateau cassé"	1,14	4,00	2,00	2,75	2,47 \pm 1,21	11,60

Ces résultats vont dans le même sens que ceux de la littérature. plusieurs auteurs montrent qu'il existe un déséquilibre entre les deux sexes en faveur des femelles quel que soit le nombre d'effectif étudiée, et cela dans les différentes régions de la côte algérienne : la baie d'Alger (Guettaf, 1997; Soualili *et al.*, 2008) ; Anse de Kouali à Tipasa et Alger Plage à Alger (Ouendi et Menad, 2006) ; Mostaganem (Adda Neggaz, 2008; Bouguerara et Bouhenni, 2008; Sahnoun, 2009; Dermeche, 2010; Boukhelf, 2012) et la baie d'Oran (Bouguerara et Bouhenni, 2008; Belkhedim, 2010; Dermeche, 2010).

Le sex-ratio des adultes peut être influencé (*i.e.* déviation à partir d'un rapport de 1 : 1 de sexe) par : la période d'échantillonnage (Ozvarol et Turna, 2009) ; la disponibilité des conditions alimentaires (des habitats sociaux plus typiques) qui pourraient attirer un nombre plus élevé des femelles (McPherson, 1965, 1968; Lessios, 1979) ; la différence dans la croissance et la mortalité pourraient être à l'origine de la dominance d'un sexe par rapport à l'autre (McPherson, 1965) ; la distribution spatiotemporelle des deux sexes, leur potentiel reproducteur (nombre de sperme et d'œufs déposés) et leur comportement reproductif avec différents moment de l'émission de gamètes (Glutton-Brock et Vincent, 1991; Levitan, 2004) ; la densité des individus adultes (Gianguzza *et al.*, 2007) ; prédation sélective naturel selon le sexe (Fenberg et Roy, 2008; Gianguzza *et al.*, 2009) ; la saison de migration (Levitan, 2004) ; les activités anthropogéniques (la pêche et la récolte) (Uphoff Jr, 1998; Brazeiro et Defeo, 1999; Guidetti, 2004; Diele *et al.*, 2005; Tessier *et al.*, 2010).

IV.2.1.3 Indice physiologique : Indice gonadique

L'indice gonadique (IG) est souvent utilisé pour déterminer les périodes de reproduction (préciser l'activité gonadique) au sein d'une population de *P. lividus* (Fuji, 1962; Fenaux, 1968; Sellem et Guillou, 2007; Dermeche *et al.*, 2009; Soualili et Guillou, 2009).

L'indice gonadique exprime la relation entre un descripteur quantitatif de l'appareil sexuel et un descripteur quantitatif des organes somatiques (Régis, 1978).

Sur les trois sites d'étude (S4, S5 et S6) et durant les quatre saisons d'observation, notre étude a porté sur 178 spécimens d'oursins *P. lividus* de diamètre moyen du test allant de $4,77 \pm 0,53$ cm et d'une hauteur moyenne du test allant de $2,48 \pm 0,37$ cm (Fig. 75). Les variations de l'indice gonadique en fonction des sites et des saisons étaient statistiquement non significatives ($p > 0,05$. Test F, ANOVA).

Le suivi géographique de la variabilité saisonnière de l'indice gonadique (IG), présente la même évolution ($p > 0,05$, Fig. 76). Cet indice, dans l'ensemble, présente des valeurs qui se rapprochent en hiver et en automne, illustrées par un plateau automnal et hivernal. Cependant, les valeurs de cet indice les plus élevées s'observent en période printanière, la valeur la plus élevée est enregistrée en S6 "Bateau cassé" ; suivie d'une chute de ce dernier pour atteindre une valeur minimale en période estivale (Fig. 76).

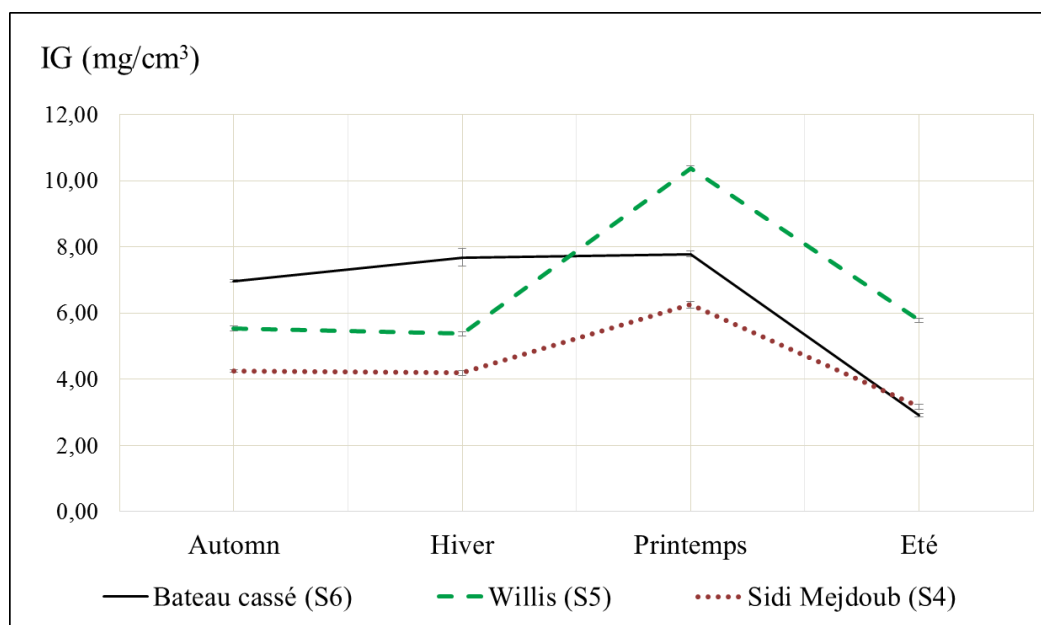


Figure 75 : Variation saisonnière de l'indice gonadique chez l'oursin *P. lividus* provenant des sites : S4 "Sidi Mejdoub" (Mostaganem), S5 "Willis" (Mostaganem) et S6 "Bateau cassé" (Alger). Décembre (Automne), février (Hiver), mai (Printemps), août 2014 (Été). n=15

Le développement gonadique passe par une phase de mise en réserve avec un indice gonadique élevé (Blin, 1997; Pétinay *et al.*, 2009). La chute printanière de cet indice traduit l'existence d'une ponte massive, ce qui a été expliqué par d'autres auteurs (Soualili, 2008; Sahnoun, 2009; Belkhedim, 2010; Garmendia *et al.*, 2010).

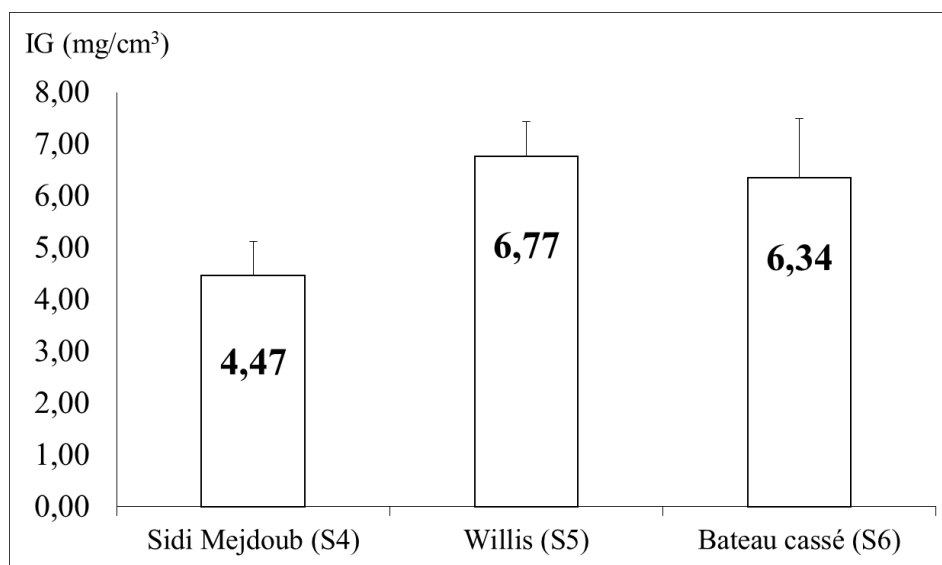


Figure 76 : Variation géographique de l'indice gonadique (IG) chez l'oursin *P. lividus* provenant des sites : S4 "Sidi Mejdoub" (Mostaganem), S5 "Willis" (Mostaganem) et S6 "Bateau cassé" (Alger).
n=60

La valeur moyenne calculée de l'IG est plus forte au niveau du site de Willis ($6,77 \pm 2,42$) par rapport à celle du Bateau cassé ($6,34 \pm 2,31$) et celle du Sidi Mejdoub ($4,47 \pm 1,29$) (Fig.76) avec ($p > 0,05$).

Les valeurs de l'IG observées sont très faibles par rapport à celles de la littérature (Belkhedim, 2010) à Oran et (Sahnoun, 2009) à Mostaganem. En revanche, nos résultats concordent avec ceux trouvés par Boukhelf (2012) au niveau du littoral Mostaganémois.

Les facteurs qui agissent sur l'indice gonadique, qui ne peuvent pas être pris en compte dans la présente étude, sont nombreux et leurs interactions complexes, et qui explique la variabilité spatio-temporelle de l'IG et les contradictions de la littérature sur ce sujet. Cette variabilité peut être due à de nombreux facteurs, dont : (i) la taille des individus (Lumingas, 1994; Lozano *et al.*, 1995; Fernandez, 1996) ; (ii) le sexe (Ouréns *et al.*, 2013) ; (iii) la densité de la population (Byrne, 1990; Lumingas, 1994) ; (iv) la qualité et la quantité de la nourriture disponible (Régis, 1981; Lawrence, 1982, 1992; Pedrotti, 1993; Starr *et al.*, 1993; Guettaf, 1997) ; (v) le biotope occupé, la nature du substrat et le profondeur (Régis, 1981; Guettaf *et al.*, 2000; Ouréns *et al.*, 2013) ; (vi) la photopériode (Shpigel *et al.*, 2004; González-Irusta *et al.*, 2010) ; (vii) la température de l'eau (Guillou et Michel, 1993; Muthiga et Jaccarini, 2005; James *et al.*, 2007; Belkhedim, 2010) ; (viii) l'hydrodynamisme (Sellem et Guillou, 2007; Soualili, 2008; Gianguzza *et al.*, 2013) ; (ix) la turbulence (Pedrotti, 1993; Soualili, 2008) ; et (x) la pollution (Guettaf, 1997; Soualili, 2008).

IV.2.2 Les métaux traces dans les gonades de l'oursin *P. lividus*

Les teneurs des métaux traces, dans l'échantillon de référence certifié, concernant le biote sont énumérées dans le tableau 41.

Tableau 41 : Valeurs certifiées et valeurs mesurées d'échantillon de référence (Biote. IAEA-MEL-2012-02). Les données présentées en Moyenne \pm s.d. avec (n = 3)

Métaux traces ($\mu\text{g/g}$ P.S.)	Pb	Cd	Cu	Zn
Valeur certifiée \pm s.d.	25,90 \pm 1,00	0,562 \pm 0,024	26,40 \pm 0,90	153,00 \pm 6,00
Valeur mesurée \pm s.d.	25,31 \pm 0,23	0,790 \pm 0,009	25,39 \pm 0,00	169,43 \pm 2,28

Les teneurs moyennes des métaux traces (Pb, Cd, Cu et Zn) dans les gonades de l'oursin *P. lividus* sont énumérées dans le tableau 42.

Tableau 42 : Concentrations moyennes saisonnières des métaux traces dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé"

Métal	Sites	(2013)	(2014)		
		Automne	Hiver	Printemps	Été
Pb ($\mu\text{g/g}$) P.S.	S4	2,85 \pm 0,82	2,68 \pm 0,80	3,07 \pm 0,92	4,89 \pm 0,73
	S5	4,51 \pm 1,91	2,41 \pm 0,40	3,00 \pm 0,80	2,70 \pm 0,43
	S6	5,13 \pm 1,32	5,17 \pm 1,19	2,79 \pm 1,00	5,73 \pm 1,33
Cd ($\mu\text{g/g}$) P.S.	S4	1,67 \pm 0,11	1,43 \pm 0,18	1,35 \pm 0,34	1,45 \pm 0,15
	S5	1,55 \pm 0,16	1,73 \pm 0,34	1,46 \pm 0,29	1,75 \pm 0,13
	S6	1,00 \pm 0,04	0,90 \pm 0,52	0,94 \pm 0,59	1,04 \pm 0,24
Cu ($\mu\text{g/g}$) P.S.	S4	3,56 \pm 2,04	6,28 \pm 1,86	0,53 \pm 1,06	3,31 \pm 1,61
	S5	3,43 \pm 1,67	3,57 \pm 1,57	3,48 \pm 1,90	0,50 \pm 1,66
	S6	3,45 \pm 1,19	3,47 \pm 1,31	3,05 \pm 1,18	3,23 \pm 0,96
Zn ($\mu\text{g/g}$) P.S.	S4	232,63 \pm 20,17	214,21 \pm 19,22	158,30 \pm 18,35	139,84 \pm 18,09
	S5	120,33 \pm 18,51	167,10 \pm 20,11	94,27 \pm 19,18	244,58 \pm 18,48
	S6	155,72 \pm 19,89	271,39 \pm 19,75	97,38 \pm 16,53	424,63 \pm 18,07

P.S. : poids sec. Les données présentées en Moyenne \pm s.d. avec (n = 3)

La plupart des teneurs mesurées en Pb, Cd et Zn dans les gonades d'oursin *P. lividus*, sont élevées durant la saison estivale ($p > 0,05$). La concentration en Cu présente un pic hivernal dans le site S4 "Sidi Mejdoub" ($p > 0,05$). Par contre, les concentrations en Pb, Cd et Zn, présentent un pic estival, avec des teneurs d'ordre de (5,73 \pm 1,33 $\mu\text{g/g}$ P.S.) dans le site S6 "Bateau cassé", de (1,75 \pm 0,13) dans le site S5 "Willis", et de (424,63 \pm 18,07 $\mu\text{g/g}$ P.S.) dans le site S6 respectivement (Tab. 42).

Plusieurs travaux ont mesuré les concentrations des métaux traces dans les gonades de *P. lividus* en mer Méditerranée. Un abrégé de résultats est récapitulé dans le tableau 43.

Tableau 43 : Les concentrations moyennes en Pb, Cd, Ni et Zn dans les gonades d'oursin *P. lividus*, citées dans la littérature.

References Bibliographies	Sites	Concentration moyenne ($\mu\text{g/g P.S.}$)			
		Pb	Cd	Cu	Zn
Warnau <i>et al.</i> (1998)	Calvi, (Corse)	2,25	3,47	0,15	124,00
	Marseille, (France)	3,68	3,51	0,19	140,00
	Ischia, (Italie)	3,02	3,41	0,41	109,00
Storelli <i>et al.</i> (2001)	Apulie, (Italie)	0,86	0,24	5,19	157,13
Soualili <i>et al.</i> (2008)	Alger plage, (Algérie)	6,14	0,14	2,84	209,20
Scanu <i>et al.</i> (2015)	Civitavecchia, (Italie)	1,18	0,07	-	-

La concentration moyenne mesurée du plomb durant les saisons du suivi, et sur l'ensemble de stations étudiées (S4, S5 et S6), sont plus élevées [3,16 - 4,71] $\mu\text{g/g P.S.}$ par rapport à ceux signalées dans les côtes italiennes (Storelli *et al.*, 2001; Scanu *et al.*, 2015). Par contre, nos résultats en Pb trouvés sont situés dans la même gamme par rapport à ceux trouvés par Warnau *et al.* (1998) dans le Nord-Ouest méditerranéen.

La variation saisonnière et géographique du cadmium mesuré dans les gonades [0,97 - 1,48] $\mu\text{g/g P.S.}$ est faible par rapport aux résultats indiqués par Warnau *et al.* (1998) dans le Nord-Ouest méditerranéen. Ainsi, cette variation est plus élevée (facteur de 10) en comparant avec l'étude de Storelli *et al.* (2001) et Scanu *et al.* (2015) dans les côtes italiennes, et Soualili *et al.* (2008) dans les cotes algériennes.

La concentration moyenne du cuivre dans cette étude [2,75 - 3,42 $\mu\text{g/g P.S.}$] est significativement élevée (facteur de 30) par rapport aux résultats signalés dans la bibliographie (Warnau *et al.*, 1998). Nos résultats corroborent avec ceux signalés par (Soualili *et al.*, 2008) dans le littoral algérien. Cependant, ils sont plus faibles par rapport à ceux trouvés par Storelli *et al.* (2001) en Italie.

Concernant le zinc, ces teneurs mesurées dans les gonades de *P. lividus* [156.57 – 237.28] $\mu\text{g/g P.S.}$ sont plus élevées par rapport aux résultats cités par (Warnau *et al.*, 1998; Storelli *et al.*, 2001). Par contre, nos résultats sont proches à ceux signalés par Soualili *et al.* (2008).

IV.2.3 Effet de dilution de l'indice gonadique sur la bioaccumulation des métaux traces

L'effet de dilution de l'indice gonadique est observé sur les teneurs en métaux traces bioaccumulés dans les gonades d'oursin *P. lividus*. En effet, la plupart des variations saisonnières et géographiques des métaux traces prises en compte (Pb, Cd, Cu et Zn), ont

montré une augmentation de l'IG (avec un pic printanier) accompagné par une diminution des teneurs en métaux traces (Figs.77-80). Une relation linéaire inversement proportionnelle existe entre la concentration métallique et l'indice gonadique.

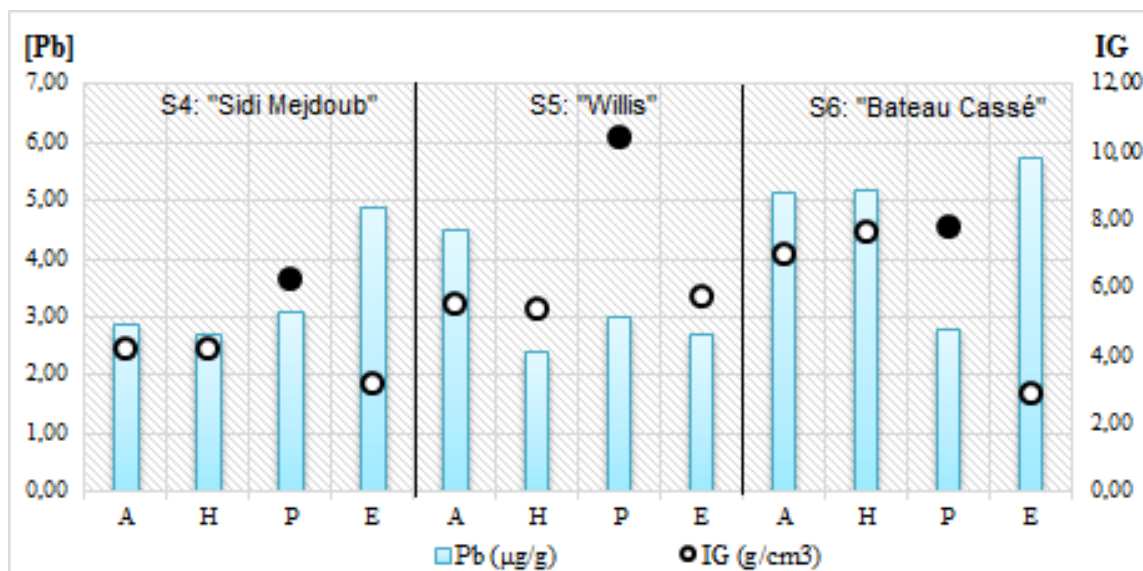


Figure 77 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Pb dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

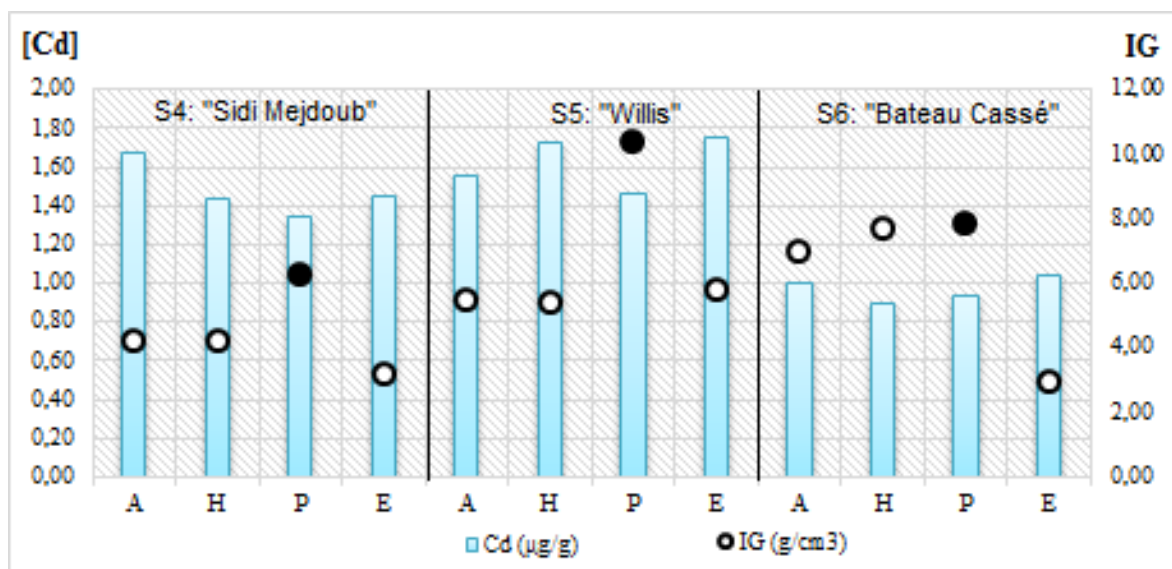


Figure 78 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Cd dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé" (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

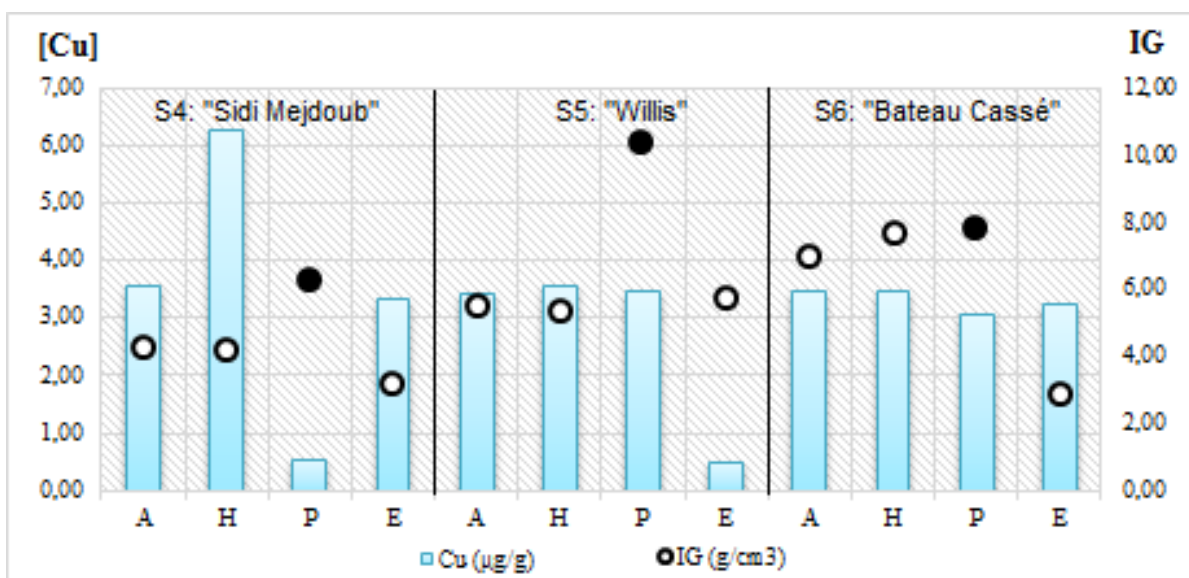


Figure 79 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Cu dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé" (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

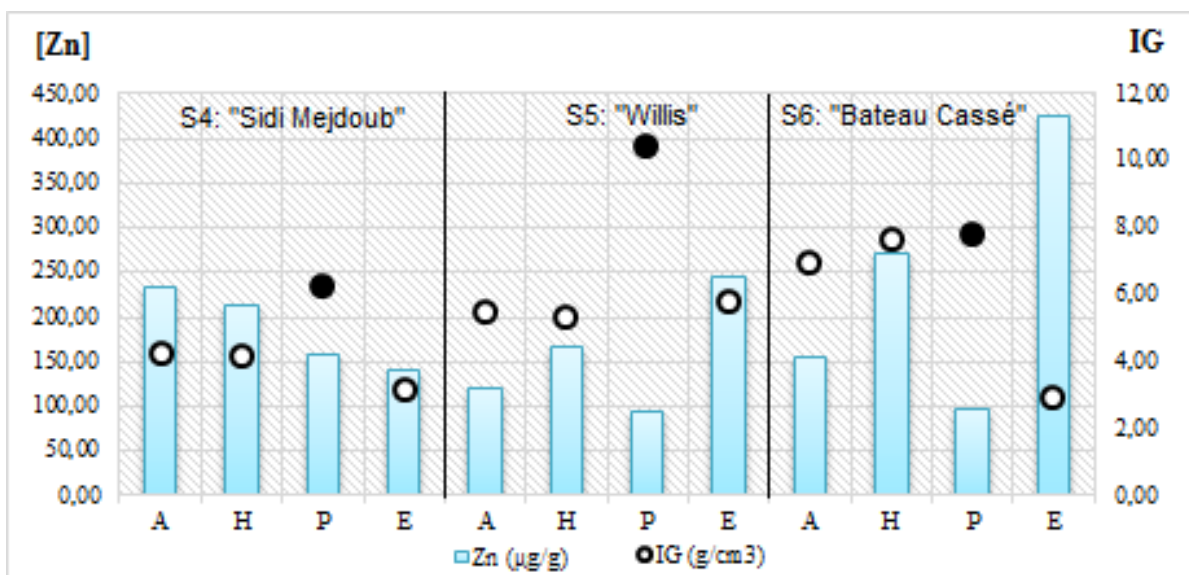


Figure 80 : Relation entre l'indice gonadique (IG) et la teneur en Zn dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

Pour l'ensemble des métaux pris en compte, un ajustement des concentrations bioaccumulées mesurées à un même indice gonadique de référence. La valeur de cet indice de référence a été fixée à 5,86 mg/cm³ (i.e. la moyenne des indices gonadiques des individus sur l'ensemble de l'étude). Cet ajustement permet l'évaluation spatiale et la comparaison entre les teneurs en contaminants dans les gonades d'oursins situés dans des zones géographiques différentes, sur la base des concentrations bioaccumulées ajustées.

Les concentrations calculées, ou ajustées, sont censées être représentatives des teneurs en métaux traces dans le milieu, et non pas des fluctuations dues à la physiologie de l'espèce (l'oursin dans le cas de notre étude) (Kantin et Pergent-Martini, 2007).

En fait, c'est l'inverse de cet indice gonadique, ou 1/IG, qui est pris en compte car il présente meilleure corrélation pour les métaux.

À partir de concentrations en métaux traces mesurées dans les gonades de l'oursin, on ajuste par rapport à la pente (a) de la droite de régression qui a été calculée :

$$[\text{Métal}] = a (1/\text{IG}) + b.$$

La valeur de cette pente (a) est différente selon le métal pris en compte.

On suppose d'une égalité de pente (Benedicto *et al.*, 2011), la formule mathématique permettant l'ajustement des données est sous la formule suivante :

$$[\text{metal}]_{\text{ajustée}} = [\text{metal}]_{\text{mesurée}} + \left(a \times \left(\frac{1}{\text{IG}_r} - \frac{1}{\text{IG}} \right) \right)$$

La variation saisonnière et géographique des concentrations ajustées n'est pas significative ($p > 0,05$).

Dans les gonades d'oursin *P. lividus*, la valeur ajustée la plus élevée du plomb (4,18 µg/g) a été enregistrée au niveau du site S6 "Bateau Cassé, Alger" en Hiver. Dans la même saison, la teneur ajustée la plus faible de ce métal (2,42 µg/g) est enregistrée au niveau du site S4 "Sidi Mejdoub, Mostaganem" durant la période printanière (Fig. 81).

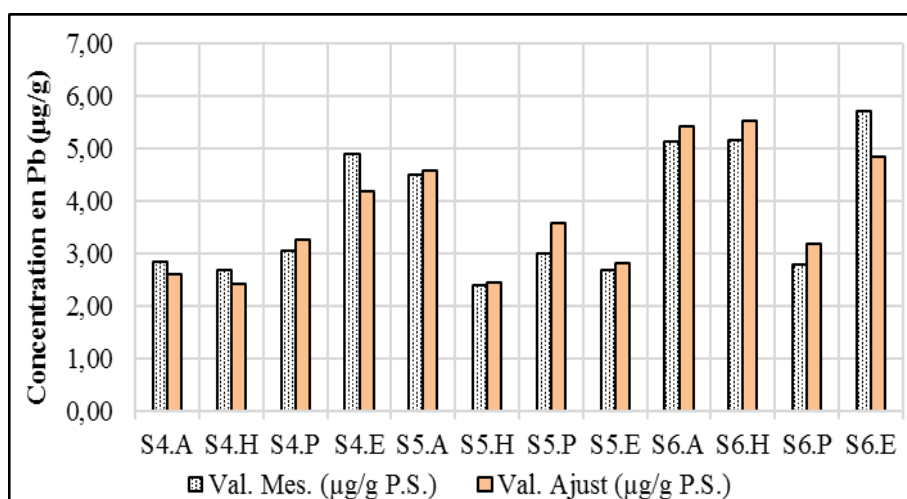


Figure 81 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Pb dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

La concentration ajustée du Cd varie entre 0,93 µg/g dans le site S6 en hiver et 1,76 µg/g dans le site S5 "Willis, Mostaganem" en été (Fig. 82). L'écart entre la concentration mesurée et la concentration ajustée du Cd est négligeable, il ne dépasse pas le 4 %, (le maximum est d'ordre de 7 % au niveau du S6 en Été).

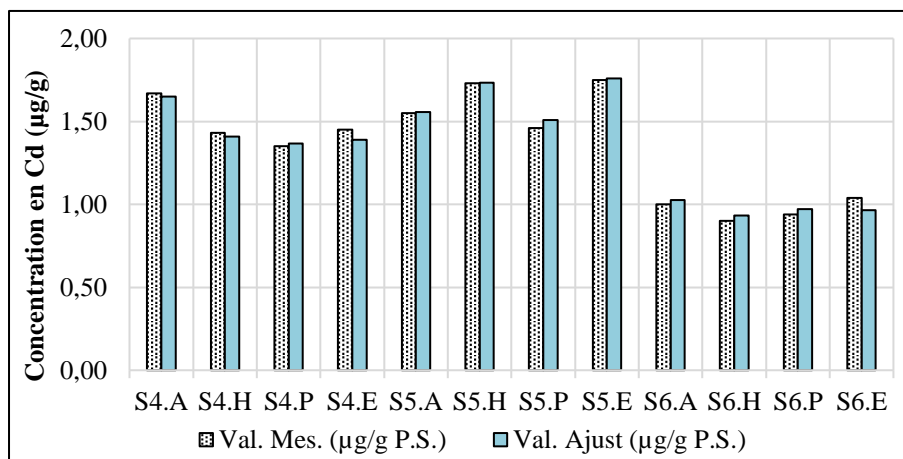


Figure 82 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cd dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

La concentration ajustée maximale en Cu (6,09 µg/g) est enregistrée en S4 dans la période hivernale. Par contre, la concentration ajustée minimale en Cu est observée dans les oursins provenant du site S5 durant la période estivale (Fig. 83).

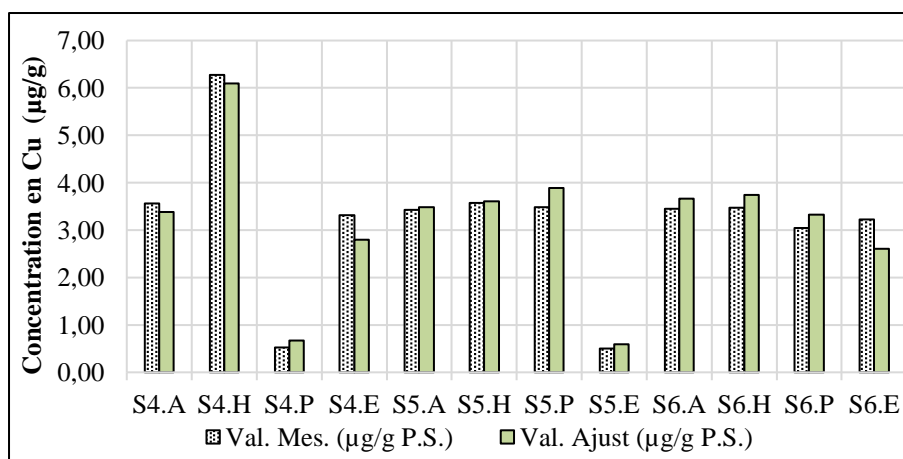


Figure 83 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cu dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

La grande fluctuation entre les concentrations en Cu mesurées et ajustées est observée durant la saison printanière et estivale, l'écart entre les deux concentrations varie entre 12 et 27 % dans ces périodes.

Concernant la teneur en Zn dans les gonades de l'oursin, elle varie dans une grande fourchette, allant de 53,92 $\mu\text{g/g}$ au niveau du S4 en été jusqu'à 319,06 $\mu\text{g/g}$ qui a été trouvée au niveau du site S6 durant la même période (Fig. 84). Un grand écart est observé entre les concentrations du Zn (mesurées et ajustées) dans les gonades d'oursin, il peut arriver jusqu'à 74 % entre les deux concentrations (S5 en printemps).

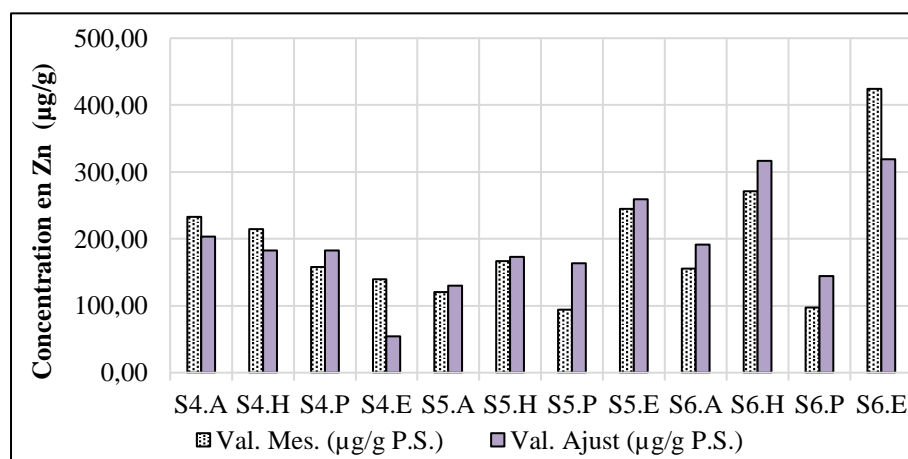


Figure 84 : Variation saisonnière des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Zn dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (A) : automne, (H) : hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

Au cours de la période de suivi, et selon la concentration ajustée moyenne, la bioaccumulation maximale du Pb, Cu et Zn au niveau des gonades de l'oursin, est enregistrée dans le site S6 "Bateau Cassé" (Figs. 85, 86 et 88), qui peut être expliqué par la proximité de ce site à "Oued El Harrach" et "Oued El Hamiz", qui sont considérés comme une source potentielle de contaminants chimiques dans la baie d'Alger (Benamar *et al.*, 1999). Le Cd est le métal le plus bioaccumulé par les oursins du site S5 "Willis" (Fig. 86).

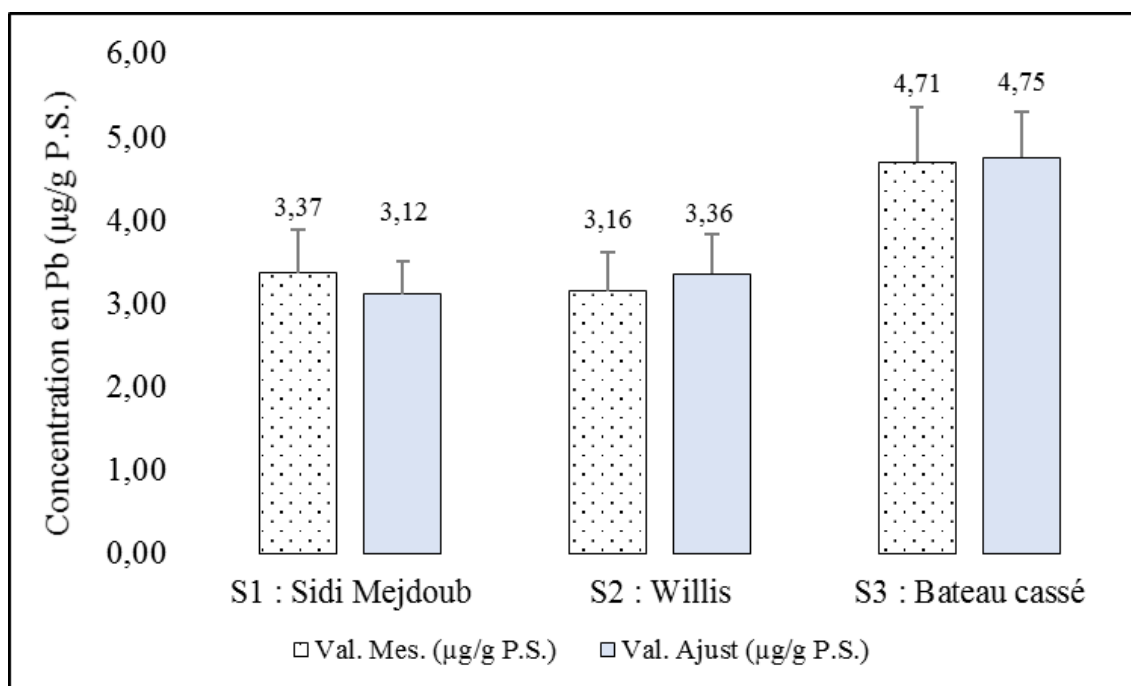


Figure 85 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Pb dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).

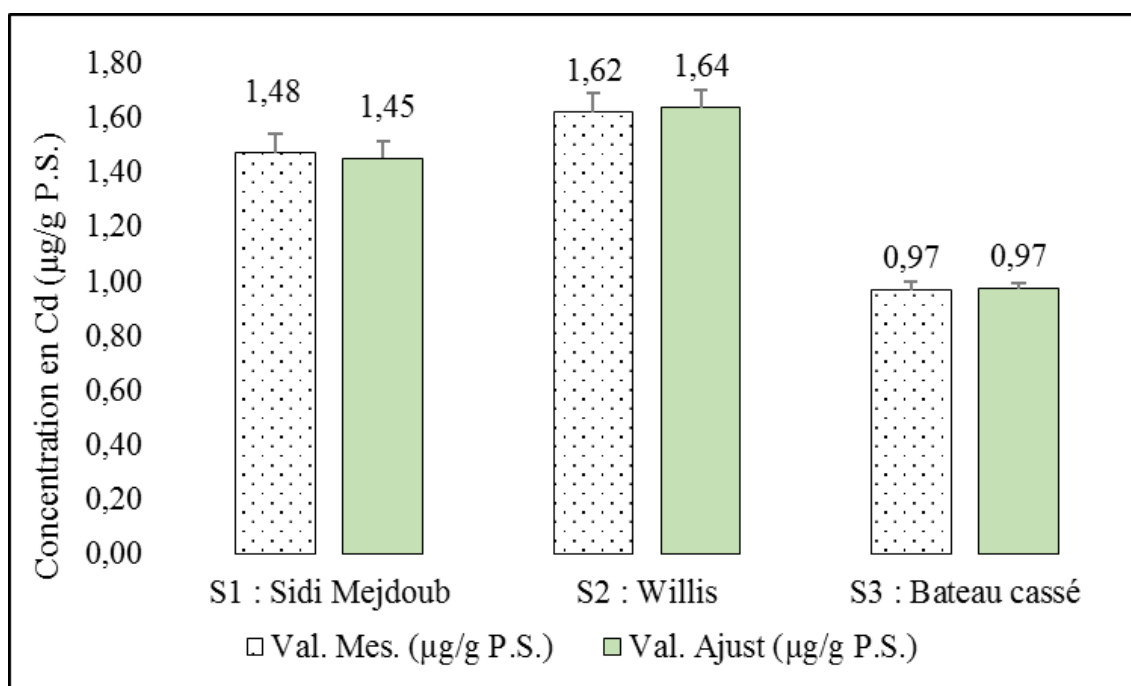


Figure 86 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cd dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).

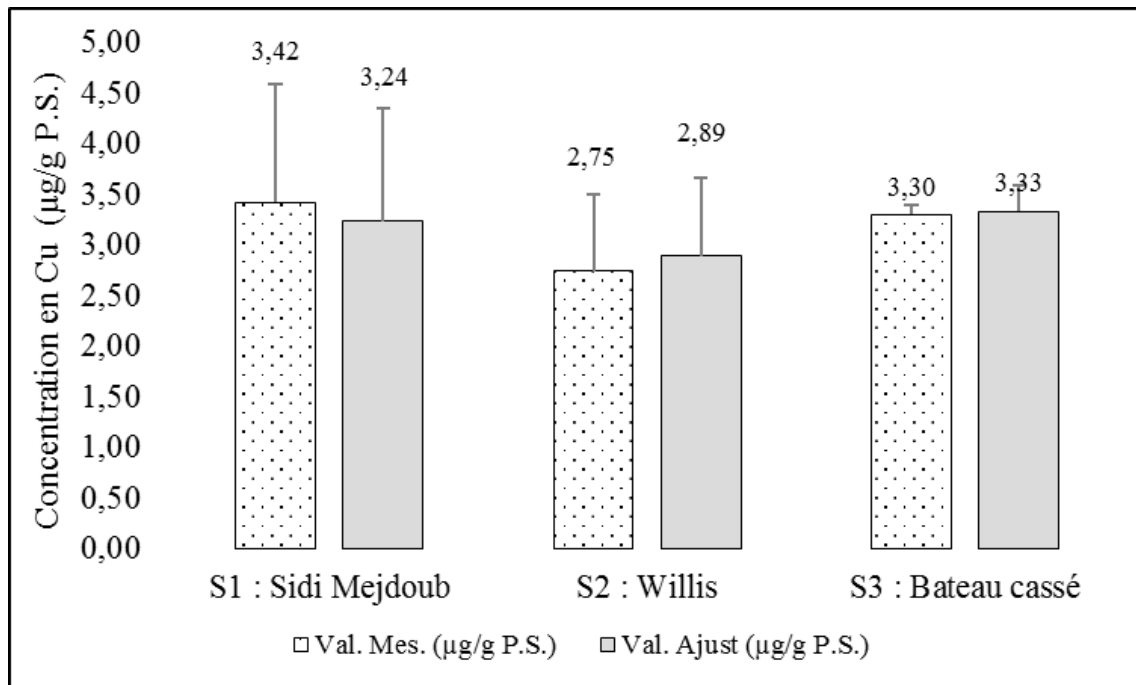


Figure 87 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Cu dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).

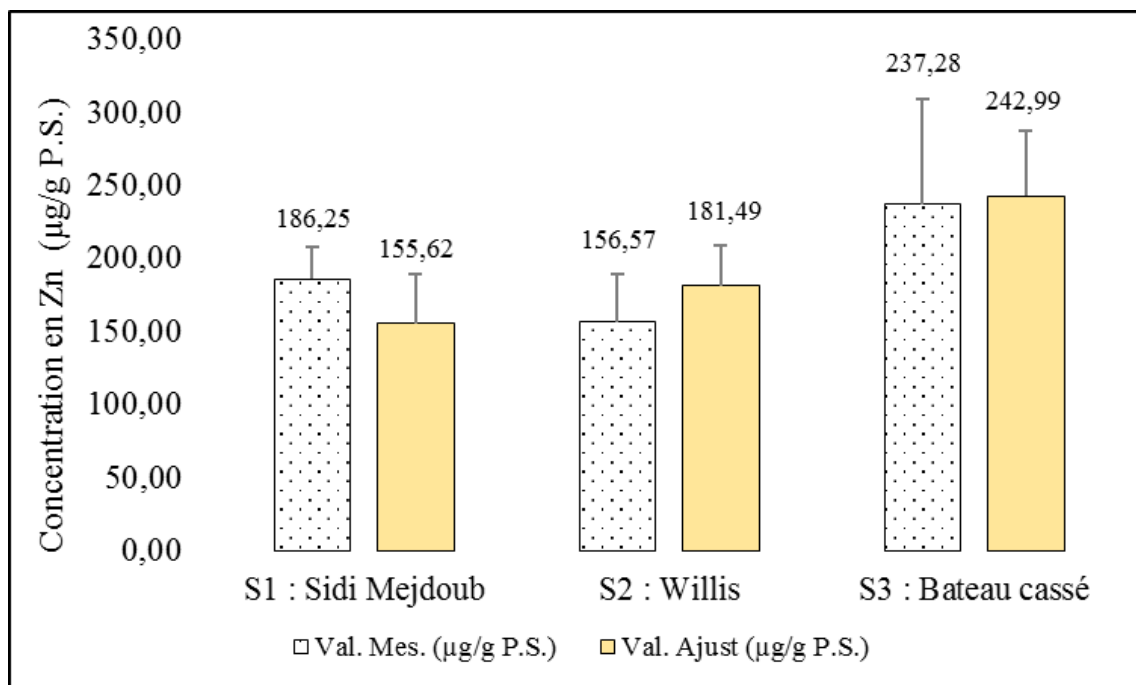


Figure 88 : Variation géographique des teneurs mesurées (Val. Mes.) et des teneurs ajustées (Val. Ajust.) en Zn dans les gonades de *P. lividus* provenant du site S4 "Sidi Mejdoub", S5 "Willis" et S6 "Bateau Cassé". (n=4).

[CONCLUSION GENERALE]

CONCLUSION GENERALE

Il ressort de l'étude de la bioaccumulation des métaux traces (Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn et Fe) dans le mollusque bivalve *Mytilus galloprovincialis*, à travers les deux programmes de biomonitoring (passif et actif), que :

- Les descripteurs physicochimiques dont : la température, la salinité, l'oxygène dissous et le pH, reflètent des valeurs conformes aux teneurs signalées dans le bassin Sud occidental de la Méditerranée. Les eaux de surface sont globalement riches en sels nutritifs, qui sont originaires des effluents telluriques (eaux usées domestique et industrielles, et des rejets d'origine agriculture). Le site de Collo "Skikda" est le plus impacté par rapport au site de Sercouf "Alger" et de Kristel "Oran".

- L'ensemble des sédiments prélevés sont riches en matière organique. Les sédiments du site de Collo sont les plus impactés par Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, et Fe. Le Zn et Mn qui dominent à Kristel. Les sédiments analysés ont des teneurs en Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Mn et Fe inférieures au bruit de fond géochimique citées dans la littérature. Ils sont dépourvus d'une contamination métallique, selon l'indice de charge de pollution et l'indice de contamination moyenne. Un enrichissement modérément sévère du Zn doit être signalé, qui rend les sédiments légèrement contaminés par le Zn. De plus, le Cd, Cr, Cu et Zn sont reconnus comme indicateurs d'apports anthropogéniques.

- Les eaux de surface sont dominées par les matières en suspension. Les matières en suspension du site de Kristel ont les teneurs les plus élevées en Cd, Cr, Co et Cu. Durant la période d'implantation, le Pb, Cd et Co ont les teneurs les plus élevées. Le mois de juillet représente le mois où les MES sont le plus contaminés par les métaux traces.

- Les populations de *M. galloprovincialis* étudiées ont une taille suffisante qui correspond à une durée de vie représentative (reflète l'état chimique du milieu). Ces moules ont un indice de condition qui est proche à la valeur moyenne signalé à l'échelle du bassin méditerranéen occidental. Aucune corrélation est observée entre le contenu biochimique de la moule (*i.e.* teneur en glucide, lipide et protéine) et l'indice de condition.

- La bioaccumulation du Pb, Cr, Co, Zn, Fe et Mn dans la chair de la moule *M. galloprovincialis* a diminuée après la phase d'implantation (période du repos biologique) dans le site tampon (Sercouf). Concernant le Cd, Ni et Cu, la forte bioaccumulation de ces métaux est enregistrée pendant la période de repos biologique de la moule *M. galloprovincialis*, durant la phase d'implantation.
La moule étudiée possédait différentes capacités de bioaccumulation métallique. La biodisponibilité métallique est peut-être influencée par la biologie de la moule (le sexe de l'espèce, capacité d'acquisition alimentaire ou des modifications de composition tissulaire de la moule).
La consommation quotidienne chronique est très faible (d'ordre de 10^{-2} %) par rapport à la consommation quotidienne tolérable provisoire. Un risque potentiel de consommation des moules provoqué par la concentration du Fe dans la chair des moules. De plus, le chrome est considéré comme le métal limitant de la consommation des moules, avec un taux limite de consommation inférieur à 0,5 kg/jr.

- Les moules traitées sont dépourvues d'une contamination par le Cs (137). La forte activité de K (40) est le résultat de sa forte disponibilité dans le milieu marin et sa bioaccumulation dans la chair des moules. La concentration du Ra (226) liée directement à l'activité du Bi (214) et Pb (214), il ne s'accumule pas dans la chair des moules, ce qui explique sa faible activité par rapport à l'activité de K (40). L'activité de Pb (210) est située entre l'activité de K (40) et Ra (226), le Pb (210) est considéré comme une source continue de Po (210).

CONCLUSION GENERALE

Quant à l'étude la bioaccumulation des métaux traces (Pb, Cd, Cu et Zn) dans l'oursin comestible : *Paracentrotus lividus* en l'analysant l'influence des paramètres biologiques et physiologiques sur le phénomène étudié, il ressort que :

- ↪ Les individus de l'oursin *Paracentrotus lividus* ont une croissance majorante pour l'ensemble des stations étudiées (Sidi Mejdoub, Abdelmalek Ramadan ex. Willis et Bateau Cassé), avec une dominance des femelles par rapport aux mâles, et avec une ponte principale printanière ;
- ↪ Un effet de dilution qui agit sur la concentration métallique dans les gonades, est généré par l'indice gonadique (relation inverse entre la concentration métallique et l'indice gonadique) ;
- ↪ Les oursins prélevés à bateau cassé (Alger) accumulent plus le Pb, Cu et Zn par rapport aux autres stations (Sidi Mejdoub, Willis).

Par ailleurs, pour étayer et confirmer les résultats obtenus dans cette étude, il serait intéressant :

- ✓ D'introduire le facteur sexe, comme un facteur agissant sur la bioaccumulation et analyser sa variabilité ;
- ✓ D'élargir et reproduire l'étude à travers l'installation d'un réseau de biosurveillance des contaminants, qui recouvre l'ensemble du littoral algérien, afin de valider la valeur de référence de l'indice de condition, et d'établir une grille d'évaluation des contaminants métalliques dans la chaire des moules ;
- ✓ D'augmenter le nombre d'individus d'oursins prélevés, pour assurer une quantité suffisante pour l'ensemble d'analyse des contaminants ;
- ✓ De réaliser le calcul de la bioconcentration métallique chez l'oursin en analysant le couple (Oursin-Posidonie), car le régime alimentaire de cette espèce influe probablement sur la bioaccumulation métallique ;
- ✓ D'indiquer les effets des métaux sur l'ensemble des sites étudiés à travers des tests d'embryotoxicité : en utilisant les matrices étudiées (Sédiment et MES) et les métaux traces comme des milieux à tester sur l'ensemble des géniteurs considérés dans notre étude (moule et oursin).

[REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES]

BIBLIOGRAPHIE

- Aközcan, S., 2013. Levels of ^{210}Po and ^{210}Pb in mussel and sediments in Candarli Gulf and the related dose assessment to the coastal population. *Marine Pollution Bulletin* **73**, 11-15.
- Al-Khafaji, A., Tabatabai, M., 1979. Effects of trace elements on arylsulfatase activity in soils. *Soil Science* **127**, 129-133.
- Allain, J.-Y., 1975. Structure des populations de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinodermata, Echinoidea) soumises à la pêche sur les côtes nord de Bretagne. *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* **39**, 171-212.
- Alomary, A.A., Belhadj, S., 2007. Determination of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-stage sequential extraction procedure. *Environmental monitoring and assessment* **135**, 265-280.
- Alzieu, C., 1999. Dragages et environnement marin: état des connaissances, Dredging and marine environment: state of the art. Ed. Ifremer. Centre de Nantes. France. 223p.
- Amiard-Triquet, C., Burgeot, T., Claisse, D., 1999. La surveillance de la qualité du milieu marin: l'expérience du Réseau National d'Observation (RNO) et le développement de biomarqueurs. *Océanis* **25**, 651-684.
- Amiard, J.C., 2013. Le risque radioactif. Devenir des radionucléides dans l'environnement et impacts sur la santé., Ed. Lavoisier, Tec&Doc. Paris., 627p.
- Aminot, A., Chaussepied, M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Ed. CNEXO. 395p.
- Aminot, A., Kérouel, R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses. Editions Quae. 336p.
- Andral, B., 1994. Ecotoxicité du nickel pour les organismes marins. Rapport Ifremer. France. 17p.
- Andral, B., 2002. Guide méthodologique. Le Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) en Méditerranée. Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules. Ifremer, France. 21p.
- Andral, B., Galgani, F., Tomasino, C., Bouchoucha, M., Blottiere, C., Scarpato, A., Benedicto, J., Deudero, S., Calvo, M., Cento, A., Benbrahim, S., Boulahdid, M., Sammari, C., 2011. Chemical contamination baseline in the Western basin of the Mediterranean Sea based on transplanted mussels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **61**, 261-271.
- Andral, B., Stanisiere, J.Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., Boissery, P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin* **49**, 704-712.
- Andral, B., Tomasino, C., 2010. RINBIO 2009-Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée: résultats de la campagne 2009, Rapport Ifremer, France. 88p.
- André, J., Grassé, P.-P., 1952. Traité de zoologie: anatomie, systématique, biologie. Ed. Masson & Cie, Paris. France. 591p.
- Augier, H., Ramonda, G., Rolland, J., Santimone, M., 1989. Teneurs en métaux lourds des oursins comestibles *Paracentrotus lividus* (Lamarck) prelevés dans quatre secteurs tests du littoral de Marseille (Méditerranée, France). *Vie Marine* **10**, 226-239.

- Azpeitia, K., Ferrer, L., Revilla, M., Pagaldai, J., Mendiola, D., 2016. Growth, biochemical profile, and fatty acid composition of mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lmk.) cultured in the open ocean of the Bay of Biscay (northern Spain). *Aquaculture* **454**, 95-108.
- Azzolina, J., 1988. Contribution a l'etude de la dynamique des populations de l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lmck) : Croissance, recrutement, mortalite, migrations., *Thèse de Doctorat*. Univ. Aix-Marseille II, France. 242 p.
- Azzolina, J., Boudouresque, C., Nedelec, H., 1985. Dynamique des populations de *Paracentrotus lividus* dans la baie de Port-Cros (Var): données préliminaires. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* **11**, 61–81.
- Bachelot, M., Casellas, C., Sibaghe, M.-U.E.d., 2010. Mussels (*Mytilus*) contamination in marine environment by pharmaceutical substances and care products. *Rapport Ifremer*. Ifremer, Plouzane (France). 234p.
- Bachouche, S., 2010. Les ports d'Alger et de Bouharoun : Etude des paramètres, granulométriques, biologiques et de pollution dans les sédiments et l'eau en vue d'une opération de dragage., *Mémoire de Magister*, ENSSMAL (ex. Ismal), Alger, Algérie., 182p.
- Bae, J.-S., Freeman, H.S., 2007. Aquatic toxicity evaluation of copper-complexed direct dyes to the *Daphnia magna*. *Dyes and pigments* **73**, 126-132.
- Banni, M., Attig, H., Sforzini, S., Oliveri, C., Mignone, F., Boussetta, H., Viarengo, A., 2014. Transcriptomic responses to heat stress and nickel in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic toxicology* **148**, 104-112.
- Barnabé, G., Barnabé-Quet, R., 1997. Ecologie et aménagement des eaux côtières. Ed. Lavoisier Technique et Documentation, Paris (France). 391p.
- Barnes, D.K., Crook, A.C., 2001. Implications of temporal and spatial variability in *Paracentrotus lividus* populations to the associated commercial coastal fishery, Coastal Shellfish—A Sustainable Resource. Ed. Springer, pp. 95-102.
- Bat, L., Arıcı, E., 2016. Health risk assessment of heavy metals in *Sarda sarda* Bloch, 1793 for people through consumption from the Turkish Black Sea coasts. *International Journal of Zoology Research*. **01**, 01-07.
- Bayed, A., Quiniou, F., Benrha, A., Guillou, M., 2005. The *Paracentrotus lividus* populations from the northern Moroccan Atlantic coast: growth, reproduction and health condition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **85**, 999-1007.
- Bayne, B.L., 1976. Marine mussels: their ecology and physiology. Ed. Cambridge University Press. 411p.
- Beaumont, A., Cassier, P., 1981. Biologie animale-des Protozoaires aux Métazoaires Épithélioneuriens, tome I: 459p.
- Belabed, B.-E., Laffray, X., Dhib, A., Fertouna-Belakhal, M., Turki, S., Aleya, L., 2013. Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Marine Pollution Bulletin* **74**, 477-489.
- Belamie, R., Phelippot, S., 1982. Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés Organochlorés. Rapport Nr 16, société Hydrotechnique de France. XVII^{ème} journée de l'hydraulique. Nantes, 14-16 septembre, 7p.

- Bélangier, D., 2009. Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier, *These maître en écologie internationale*. Université de Sherbrooke., Québec, Canada., 74p.
- Belkhedim, L., 2010. Contribution à l'étude de la biologie de l'oursin régulier *Paracentrotus lividus* (Lmck, 1816) du port d'Oran et d'Ain Franine. *Mémoire de Magister*. Université Es-senia, d'Oran. Algérie. 130p.
- Benamar, M., Toumert, I., Tobbeche, S., Tchantchane, A., Chalabi, A., 1999. Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay. *Applied Radiation and Isotopes* **50**, 975-980.
- Benedicto, J., Andral, B., Martínez-Gómez, C., Guitart, C., Deudero, S., Cento, A., Scarpato, A., Caixach, J., Benbrahim, S., Chouba, L., Boulahdid, M., Galgani, F., 2011. A large scale survey of trace metal levels in coastal waters of the Western Mediterranean basin using caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Journal of Environmental Monitoring* **13**, 1495-1505.
- Benoit, C., 2005. Biogéochimie et enregistrement des composés organostanniques dans les sédiments du Bassin d'Arcachon, *Thèse doctorat*. Univ. Bordeaux 1, France., 224p.
- Benzaoui, M.Y., Bentaallah, M.E.A., Ben Naoum, B.E., Kerfouf, A., Boutiba, Z., 2015. Heavy metals (Hg, Cd, Pb) concentrations on *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) in Oran coastal waters (Western Algeria): new evidences. *J. Appl. Environ. Biol. Sci.* **5**, 1-9.
- Besse, T., Mazurie, J., 2003. Mise au point d'un protocole standard utilisant la cuisson au four à micro-ondes pour la mesure d'un indice de condition de moules. Ifremer, France. 14p.
- Bhaby, S., Belhsen, O., Errhif, A., 2013. *Mytilus galloprovincialis*; gametogenesis of a colony of mussels in a fish breeding environment (alboran sea, m'diq, morocco). *Journal of Fisheries and Aquaculture* **4(2)**, 110-114.
- Bhaby, S., Belhsen, O., Errhif, A., 2014. *Mytilus galloprovincialis*; Reproduction Activity and Mantle Structure in a Zone Located in the Northwest of the Atlantic Ocean (Imessouane, Morocco). *Journal of Marine Biology & Oceanography* **3(1)**, 1-8.
- Birch, G., 2003. A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments. In: Woodcoffe, C.D; Furness, R.A (eds.), Coastal GIS 2003. Wollongong University Papers in Centre for Maritime Policy, Australia, Vol. 14. 553p.
- Bittel, R., 1968. Discussion bibliographique sur le comportement physico-chimique et la radioécologie du cobalt dans les systèmes hydrobiologiques. Rapport EUR 3877, CEA BIB-130. Centre d'études nucléaires de Saclay., France, 70 p.
- Blin, J.-L., 1997. Rearing the purple sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in a recirculation system. In: Waddy S, editor. Bulletin of the Aquaculture Association of Canada. Proceedings of the Sea Urchin Culture Workshop at the 13th Annual Meeting of the Aquaculture Association of Canada; 1996 June 2-5; Ottawa, Canada: Market Square Inn. pp. 8-13.
- Bongiorno, T., Iacumin, L., Tubaro, F., Marcuzzo, E., Sensidoni, A., Tulli, F., 2015. Seasonal changes in technological and nutritional quality of *Mytilus galloprovincialis* from suspended culture in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). *Food chemistry* **173**, 355-362.
- Borchardt, T., 1985. Relationships between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*. *Marine biology* **85**, 233-244.
- Boudjellal, B., Refes, W., Eddalia, N., Ounadi, F., Benchikh, S., Azzouz, M., 1998. Etude de la variabilité des teneurs en métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) d'un milieu lagunaire : le Lac Mellah (El-kala / Algérie), CIESM. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, pp. 236-237.

- Boudjenoun, R., Teyssie, J., Cotret, O., Paganelli, J., Fowler, S., Warnau, M., 2006. Bioaccumulation and retention of ^{210}Pb in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. In : Isotopes in Environmental Studies, IAEA-CSP-26, 25–29 October 2004, Monaco, 321-322.
- Boudouresque, C.-F., Avon, M., Pergent-Martini, C., 1993. Qualité du milieu marin-Indicateurs biologiques et physico-chimiques ; les troisièmes rencontres scientifiques de la Côte Bleue, Carry-le-Rouet, 20-30 Novembre 1992. GIS Posidonie pub., France, **3**, 35-42.
- Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2007. Ecology of *Paracentrotus lividus*. *Developments in aquaculture and fisheries science* **37**, 243-285.
- Boudouresque, C.F., Verlaque, M., 2013. *Paracentrotus lividus*. In: Sea urchins: Biology and ecology, Editor(s): John M. Lawrence, Third Edition. Amsterdam: Elsevier, pp. 297-327.
- Boukhelf, K., 2012. Données biométriques, indices physiologiques et dosage des métaux lourds chez l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) dans la région de Mostaganem (Algérie). *Mémoire de magister*. Université d'Oran, Oran, Algérie, 123p.
- Bourre, J.M., 2005. Actualité nutritionnelle sur les produits de la pêche et de l'aquaculture (produits animaux aquatiques): les oméga-3 et bien au-delà, In : Colloque avec le praticien, Paris, France, pp. 257-260.
- Boyd, P., Ellwood, M., 2010. The biogeochemical cycle of iron in the ocean. *Nat. Geosci.*, **3**, 675–682.
- Boyden, C.R., Phillips, D., 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Marine Ecology Progress Series*, **5(1)**, 29-40.
- Brazeiro, A., Defeo, O., 1999. Effects of harvesting and density dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay. *Marine Ecology Progress Series*, **182**, 127-135.
- Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., Dell'Atti, A., Di Leo, A., Maci, A., 2006. Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). *Marine chemistry* **99**, 227-235.
- Byrne, M., 1990. Annual reproductive cycles of the commercial sea urchin *Paracentrotus lividus* from an exposed intertidal and a sheltered subtidal habitat on the west coast of Ireland. *Marine biology* **104**, 275-289.
- Cappello, T., Maisano, M., D'Agata, A., Natalotto, A., Mauceri, A., Fasulo, S., 2013. Effects of environmental pollution in caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Marine Environmental Research* **91**, 52-60.
- Carvalho, F.P., 1995. ^{210}Pb and ^{210}Po in sediments and suspended matter in the Tagus estuary, Portugal. Local enhancement of natural levels by wastes from phosphate ore processing industry. *Science of the total environment* **159**, 201-214.
- Carvalho, F.P., 2011. Polonium (^{210}Po) and lead (^{210}Pb) in marine organisms and their transfer in marine food chains. *Journal of environmental radioactivity* **102**, 462-472.
- Carvalho, F.P., Fowler, S.W., 1994. A double-tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of polonium-210 to marine prawns and fish. *Marine ecology progress series* **103**, 251-264.
- Carvalho, F.P., Oliveira, J.M., Alberto, G., 2011. Factors affecting ^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in mussels and implications for environmental bio-monitoring programmes. *Journal of environmental radioactivity* **102**, 128-137.

- Carvalho, F.P., Oliveira, J.M., Alberto, G., i Batlle, J.V., 2010. Allometric relationships of ^{210}Po and ^{210}Pb in mussels and their application to environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin* **60**, 1734-1742.
- Casas, S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen, *These Doctorat*. Université de Toulon., France., 301p.
- Caulet, J.P., 1972. Les sédiments organogènes du précontinent algérien. *Mem. Mus. Nation. Hist. Nat.*, Vol. 25, France. 289p.
- Cellario, C., Fenaux, L., 1987. Croissance des juvéniles de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) au cours de l'année qui suit la métamorphose, étude expérimentale, *In: Boudouresque CF (ed) GIS Posidonie Publ., Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles, 21-22 février 1987, Marseille. France. 433p.*
- Chakravarty, M., Patgiri, A.D., 2009. Metal pollution assessment in sediments of the Dikrong River, NE India. *Journal of Human Ecology* **27**, 63-67.
- Chapman, P.M., Long, E.R., 1983. The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* **14**, 81-84.
- Chapman, P.M., Paine, M.D., Arthur, A.D., Taylor, L.A., 1996. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. *Marine Pollution Bulletin* **32**, 47-64.
- Charmasson, S., Le Faouder, A., Loyen, J., Cosson, R.P., Sarradin, P.-M., 2011. ^{210}Po and ^{210}Pb in the tissues of the deep-sea hydrothermal vent mussel *Bathymodiolus azoricus* from the Menez Gwen field (Mid-Atlantic Ridge). *Science of the total environment* **409**, 771-777.
- Chen, M.-H., Chen, C.-Y., 1999. Bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in grey mullet, *Liza macrolepis*. *Marine Pollution Bulletin* **39**, 239-244.
- Cherifi, H., Chebil Ajjabi, L., Sadok, S., 2018. Nutritional value of the Tunisian mussel *Mytilus galloprovincialis* with a special emphasis on lipid quality. *Food chemistry* **268**, 307-314.
- Chiffolleau, J.-F., 1994. Le chrome en milieu marin. Repères Océan, n°8. Ed. Ifremer, 49p.
- Chiffolleau, J.-F., Auger, D., Chartier, E., Grouhel, A., 2003. Dosage de certains métaux traces: (Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn) dans les organismes marins par absorption atomique. Methodes d'analyse en milieu marin. Ed. Ifremer, Nantes. France. 43p.
- Chiffolleau, J.-F., Auger, D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez, J.-L., Romana, L.-A., 2001a. Spatiotemporal changes in cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries and Coasts* **24**, 1029-1040.
- Chiffolleau, J., Claisse, D., Cossa, D., Ficht, A., Gonzalez, J., 2001b. La contamination métallique. Paris (France). Programme scientifique Seine-Aval, Fascicule no 8. Ed. IFREMER, France. 39p.
- Christie, W.W., 1989. Gas chromatography and lipids: a practical guide. *The Oily Press*, Ayr, Scotland. pp. 64-84.
- Claisse, D., 1992. Accumulation des métaux lourds et polluants organiques par les coquillages, *In: Publique, E.N.d.I.S. (Ed.), Coquillages et santé publique, du risque à la prévention. Ecole Nationale de la Santé Publique, France, pp. 99-111.*
- Claisse, D., 2007. Surveillance chimique: Guide de prélèvement d'échantillons marins pour l'analyse des contaminants chimiques. Ed. Ifremer, France. 23p.

- Coe, W.R., 1943. Sexual differentiation in mollusks. I. Pelecypods. *The Quarterly Review of Biology* **18**, 154-164.
- Copin-Montégut, G., 1996. Chimie de l'eau de mer, *In: océanographique*, I. (Ed.), France, 319p.
- Cossa, D., 1989. A review of the use of *Mytilus spp* as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica acta* **12**, 417-432.
- Cossa, D., Buscail, R., Puig, P., Chiffoleau, J.-F., Radakovitch, O., Jeanty, G., Heussner, S., 2014. Origin and accumulation of trace elements in sediments of the northwestern Mediterranean margin. *Chemical Geology* **380**, 61-73.
- Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M., Romeo, M., 1993. Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Repères Océan, n° 3. Ed. Ifremer, 76p.
- Courtine, F., 2007. Etalonnage d'un spectromètre gamma en vue de la mesure de la radioactivité naturelle. Mesures expérimentales et modélisation par techniques de Monte-Carlo. *Thèse de doctorat*. Université Blaise Pascal. France. 200p.
- Coustau, C., 1991. Analyse génétique et physiologique des interactions hôte-parasite: le système *Proisorhynchus squamatus-Mytilus*, *Thèse doctorat*. Université de Montpellier II, France., 149p.
- Da Ros, L., Bressan, M., Marin, M.G., 1985. Reproductive cycle of the mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) in Venice lagoon (North Adriatic). *Italian Journal of Zoology* **52**, 223-229.
- Daby, D., 2006. Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air, & Soil Pollution* **174**, 63-91.
- Dange, C., 2002. Etude du comportement des éléments traces en milieu estuarien: approche expérimentale et modélisation: Application à l'étude de la spéciation de Cd, Co et Cs dans les estuaires majeurs français (Seine, Loire, Gironde, Rhône). *These Doctorat* Université de Reims Champagne-Ardenne. France. 644p.
- Dardignac, M., 1995. Cycles de reproduction naturelle des moules : GdT sur la reproduction des mollusques bivalves d'aquaculture marine (Nantes). *In*, GdT sur la reproduction naturelle et contrôlée des bivalves cultivés en France. Rapport Ifremer, Nantes, France. 183p.
- Daskalakis, K.D., O' Connor, T.P., 1995. Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States. *Environmental science & technology* **29**, 470-477.
- De Ridder, C., 1982. Food and feeding mechanisms: Echinoidea. *In*, Jangoux M., Lawrence J.M ., (eds), Echinoderm nutrition, Balkema publ., Rotterdam, pp. 57-116.
- Delmas, P., 1992. Etude des populations de *Paracentrotus lividus* (Lam.) (Echinodermata: Echinoidea) soumises à une pollution complexe en Provence Nord-occidentale: densités, structures, processus de détoxification (Zn, Cu, Pb, Cd, Fe). *Thèse Doctorat*, Université Aix-Marseille III, Marseille. France. 205p.
- Delmas, P., Régis, M.-B., 1985. Impact de la pollution domestique sur la biologie et la morphométrie de l'échinoïde *Paracentrotus lividus* (Lamarck) Données préliminaires. Comptes rendus des séances de l'Académie des sciences. Série 3, *Sciences de la vie* **30**, 143-146.
- Den Besten, P., Postma, J., De Valk, S., Dubbeldam, M., Everaarts, J., 2001. Environmental Monitoring in the North Sea by Combining Biomarker Studies in the Sea Star *Asterias rubens* with Sediment Quality Assessment Based on Sea Urchin Bioassays. Chapter 11, *In: Garrigues, P.B., H; Walker, C.H. et Narbonne, J.F. (Ed.), Biomarkers in Marine Organisms: A Practical Approach*. Elsevier Science, Amsterdam; New York, pp. 279-330.

- Dermeche, S., 2010. Indices physiologiques, métaux lourds et bio essais chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmck, 1816) de la côte oranaise (Algérie Ouest), *Thèse de Doctorat.*, Université d'Oran, Algérie, 109p.
- Dermeche, S., Chahrouf, F., Boutiba, Z., 2009. Contribution à l'étude des variations des indices physiologiques (Indice de Réplétion - Indice Gonadique et Sex-Ratio) chez la population d'oursins comestibles *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) du littoral occidental algérien. *European Journal of Scientific Research* **30**, 153-163.
- Desideri, D., Meli, M.A., Roselli, C., 2011. Natural radionuclides in seafood from the central Adriatic Sea (Italy). *Health physics* **100**, 160-166.
- Diele, K., Koch, V., Saint-Paul, U., 2005. Population structure, catch composition and CPUE of the artisanally harvested mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae) in the Caeté estuary, North Brazil: Indications for overfishing? *Aquatic Living Resources* **18**, 169-178.
- Dubois, M., Gilles, K., Hamilton, J., Rebers, P., Smith, F., 1956. Colorimetric method based on phenol sulfuric acid. *Analytical Chemistry* **28**, 350-356.
- Dziri, S., 2013. Experimental study and Monte Carlo Simulation in gamma-ray spectrometry: Correction of cascade and self absorption effects for the environmental measurements. Université de Strasbourg. *These de Doctorat.* Université de Strasbourg. 176p.
- El Nemr, A., El-Said, G.F., Ragab, S., Khaled, A., El-Sikaily, A., 2016. The distribution, contamination and risk assessment of heavy metals in sediment and shellfish from the Red Sea coast, Egypt. *Chemosphere* **165**, 369-380.
- El Nemr, A., Khaled, A., Moneer, A.A., El Sikaily, A., 2012. Risk probability due to heavy metals in bivalve from Egyptian Mediterranean coast. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* **38**, 67-75.
- Fenaux, L., 1968. Maturation des gonades et cycle saisonnier des larves chez *A. lixula*, *P. lividus* et *P. microtuberculatus* (echinides) à Ville franche-Sur-Mer. *Vie Milieu* **19**, 1-52.
- Fenberg, P.B., Roy, K., 2008. Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular ecology* **17**, 209-220.
- Fernández-Reiriz, M.J., Labarta, U., Babarro, J.M., 1996. Comparative allometries in growth and chemical composition of mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) cultured in two zones in the Ria sada (Galicia, NW Spain). National Shellfisheries Association. *Journal of Shellfish Research* **15**: 349-353.
- Fernandez, C., 1996. roissance et nutrition de l'oursin *Paracentrotus lividus* dans le cadre d'un projet aquacole avec alimentation artificielle. *These Doctorat.* Université de Corse., 200p.
- Fernandez, C., Caltagirone, A., 1994. Growth rate of adult sea urchins, *Paracentrotus lividus* in a lagoon environment: the effect of different diet types. In B. David, A. Guille, J.P. Féral & M. Roux (eds), Rotterdam: Balkema. Echinoderms through time: pp. 655-660,
- Filgueira, R., Labarta, U., Fernández-Reiriz, M.J., 2008. Effect of condition index on allometric relationships of clearance rate in *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* **43**(2): 391-398.
- Fischer, H., 1983. Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. *Marine ecology progress series* **12**, 59-75.
- Fischer, H., 1984. Cadmium body burden/shell weight of mussels: a precise index for environmental monitoring, International Council for the Exploration of the Sea Council Meeting documents, CMCESRE, pp. 1-19.

- Fischer, W., Bauchot, M.L., Schneider, M., 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer noire (Zone de pêche 37): Volume II. FAO. 765p.
- Fishwick, M.P., Ussher, S.J., Sedwick, P.N., Lohan, M.C., Worsfold, P.J., Buck, K.N., Church, T.M., 2018. Impact of surface ocean conditions and aerosol provenance on the dissolution of aerosol manganese, cobalt, nickel and lead in seawater. *Marine chemistry* **198**, 28-43.
- Folch, J., Lees, M., Sloane Stanley, G., 1957. A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. *J. Biol. Chem.* **226**, 497-509.
- Fowler, S.W., 2011. ^{210}Po in the marine environment with emphasis on its behaviour within the biosphere. *Journal of environmental radioactivity* **102**, 448-461.
- Frantzis, A., Berthon, J., Maggiore, F., 1988. Relations trophiques entre les oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus* (Echinoidea Regularia) et le phytobenthos infralittoral superficiel dans la baie de Port-Cros (Var, France). *Sci Rep Port-Cros Nat Park* **14**, 81-140.
- Fuentes, A., Fernández-Segovia, I., Escriche, I., Serra, J., 2009. Comparison of physico-chemical parameters and composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk.) from different Spanish origins. *Food chemistry* **112**, 295-302.
- Fuji, A., 1962. Studies on the biology of the sea urchin: V. food consumption of *Strongylocentrotus intermedius*. *Japanese Journal of Ecology* **12**, 181-186.
- Gagnaire, B., 2005. Étude des effets des polluants sur les paramètres hématocytaires de l'huître creuse *Crassostrea gigas*: interactions entre environnement, mécanismes de défense et maladies infectieuses, *These doctorat*. La Rochelle, France, 412p.
- Galgani, F., Chiffoleau, J.F., Barrah, M., Drebika, U., Tomasino, C., Andral, B., 2014. Assessment of heavy metal and organic contaminants levels along the Libyan coast using transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* **21**, 11331-11339.
- Gangnery, A., Bacher, C., Buestel, D., 2004. Application of a population dynamics model to the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis*, reared in Thau Lagoon (France). *Aquaculture* **229**, 289-313.
- García-Orellana, I., García-León, M., 2002. An easy method to determine ^{210}Po and ^{210}Pb by alpha spectrometry in marine environmental samples. *Applied Radiation and Isotopes* **56**, 633-636.
- Garmendia, J.M., Menchaca, I., Belzunce, M.J., Franco, J., Revilla, M., 2010. Seasonal variability in gonad development in the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) on the Basque coast (Southeastern Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin* **61**, 259-266.
- Gasser, E., 2014. Spectrométrie gamma au laboratoire et in situ: développements et applications environnementales. *These doctorat*. Strasbourg, France, 133p
- Geffard, O., 2001. Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires, *Thèse doctorat*. Univ. Bordeaux I, France., 115p.
- Geider, R.J., La Roche, J., 1994. The role of iron in phytoplankton photosynthesis, and the potential for iron-limitation of primary productivity in the sea. *Photosynthesis research* **39**, 275-301.
- Germain, P., Leclerc, G., Simon, S., 1995. Transfer of polonium-210 into *Mytilus edulis* (L.) and *Fucus vesiculosus* (L.) from the baie de Seine (Channel coast of France). *Science of the total environment* **164**, 109-123.

- Ghyoot, M., 1991. Le pedicellaire globifère de *Sphaerechinus granularis* (Echinodermata, Ecdhinoidea): morphologie et comportement d'un appendice défensif, *These doctorat*. Univ. Bruxelles., Bruxelles. 169p.
- Gianguzza, P., Badalamenti, F., Gianguzza, F., Bonaviri, C., Riggio, S., 2009. The operational sex ratio of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations: the case of the Mediterranean marine protected area of Ustica Island (Tyrrhenian Sea, Italy). *Marine Ecology* **30**, 125-132.
- Gianguzza, P., Badalamenti, F., Riggio, S., 2007. Operational sex ratio in the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* at Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *Biologia marina mediterranea* **14**, 108-109.
- Gianguzza, P., Bonaviri, C., Prato, E., Fanelli, G., Chiantore, M., Privitera, D., Luzzu, F., Agnetta, D., 2013. Hydrodynamism and its influence on the reproductive condition of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Marine Environmental Research* **85**, 29-33.
- Glutton-Brock, T., Vincent, A.C., 1991. Sexual selection and the potential reproductive rates of males and females. *Nature* **351**, 58-60.
- Gobert, S., Pasqualini, V., Dijoux, J., Lejeune, P., Durieux, E.D.H., Marengo, M., 2017. Trace element concentrations in the apex predator swordfish (*Xiphias gladius*) from a Mediterranean fishery and risk assessment for consumers. *Marine Pollution Bulletin* **120**, 364-369.
- Goldberg, E.D., 1954. Marine geochemistry 1. Chemical scavengers of the sea. *The Journal of Geology* **62**, 249-265.
- Goldberg, E.D., 1975. The mussel watch—a first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin* **6**, 111.
- González-Irusta, J., De Cerio, F.G., Canteras, J., 2010. Reproductive cycle of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Cantabrian Sea (northern Spain): environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **90**, 699-709.
- Gonzalez, J.-L., Boutier, B., Chiffolleau, J.-F., Auger, D., Noel, J., Truquet, I., 1991. Distribution of Cd and Hg in the Bay of Marennes-Oléron. *Oceanologica acta* **14**, 559-568.
- Goyer, R., Clarkson, T., 2001. Toxic effects of metals. In *Toxicology, The Basic Science of Poisons* (M. Amdur; J. Doull & C. Klaassen, eds.), New York: Pergamon Press. pp. 623- 680.
- Grassé, P., Poisson, R., Tuzet, O., 1963. Zoologie I. Invertébrés, Ed. Masson et cie, Paris, 863p.
- Grassé, P.P., Doumenc, D., 1998. Zoologie : invertébrés. 6^{ème} édition de l'Abrégé Zoologie Invertébrés. Edt. Masson et C éditeurs. 919p.
- Grimes, S., 2002. Plan d'action national pour l'inventaire et la mise en place d'aires marines protégées en Algérie. Contrat PNUE/CAR ASP, 120p.
- Grosjean, P., 2001. Growth model of the reared sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), *These Dكتورat*. Université Libre De Bruxelles, 272p.
- Gu, Y.-G., Lin, Q., Wang, X.-H., Du, F.-Y., Yu, Z.-L., Huang, H.-H., 2015. Heavy metal concentrations in wild fishes captured from the South China Sea and associated health risks. *Marine Pollution Bulletin* **96**, 508-512.
- Guendouzi, Y., Ghalimi, R., Boudjellal, B., El morhit, M., 2015. Impact des métaux traces sur l'écosystème à *Posidonia oceanica* dans La Baie d'Alger. *Journal of Materials and Environmental Science* **6**, 918–923.
- Guendouzi, Y., Soualili, D.L., Boulahdid, M., Boudjellal, B., 2018. Biological Indices and Monitoring of Trace Metals in the Mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria):

Seasonal and Geographical Variations. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences* **34**, 103-112.

Guendouzi, Y., Soualili, D.L., Boulahdid, M., Boudjenoun, M., Mezali, K., 2017. Seasonal variation in bioavailability of trace metals in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) from Algerian coastal waters: Effect of physiological indices. *Regional Studies in Marine Science* **14**, 112-117.

Guettaf, M., 1997. Contribution à l'étude de la variabilité du cycle reproductif (indice gonadique et histologie des gonades) chez *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) en Méditerranée Sud Occidentale (Algérie). *These Doctorat*. Aix-Marseille II. France, 132p.

Guettaf, M., San Martin, G.A., Francour, P., 2000. Interpopulation variability of the reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in the south-western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* **80**, 899-907.

Guidetti, P., 2004. Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. *Helgoland Marine Research* **58**, 110-116.

Guille, A., Laboute, P., Menou, J.-L., 1986. Echinodermes de Nouvelle Calédonie. Editions de l'ORSTOM, Noumea. *Collection Faune Tropicale* No. 25, 238p.

Guillou, M., Michel, C., 1993. Impact de la variabilité du recrutement sur le stock d'oursins commercialisables de l'archipel de Glénan (Sud-Bretagne). *Oceanologica acta* **16**, 423-430.

Harmelin, J., Bouchon, C., Hong, J., 1981. Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée Nord-Occidentale). *Téthys* **10**, 13-36.

Haya, D., Régis, M.-B., 1995. Comportement trophique de *Paracentrotus lividus* (Lam.) (Echinodermata: Echinoidea) soumis à six régimes alimentaires dans des conditions expérimentales. *Mésogée* **54**, 35-41.

He, M., Wang, W.-X., 2013. Bioaccessibility of 12 trace elements in marine molluscs. *Food and Chemical Toxicology* **55**, 627-636.

Helali, M.A., Oueslati, W., Zaaboub, N., Added, A., Aleya, L., 2016. Chemical speciation of Fe, Mn, Pb, Zn, Cd, Cu, Co, Ni and Cr in the suspended particulate matter off the Mejerda River Delta (Gulf of Tunis, Tunisia). *Journal of African Earth Sciences* **118**, 35-44.

Hemalatha, S., Platel, K., Srinivasan, K., 2007. Zinc and iron contents and their bioaccessibility in cereals and pulses consumed in India. *Food chemistry* **102**, 1328-1336.

Hendožko, E., Szefer, P., Warzocha, J., 2010. Heavy metals in *Macoma balthica* and extractable metals in sediments from the southern Baltic Sea. *Ecotoxicology and environmental safety* **73**, 152-163.

Hereu, B., 2005. Movement patterns of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a marine reserve and an unprotected area in the NW Mediterranean. *Marine Ecology* **26**, 54-62.

Heyraud, M., Cherry, R., 1979. Polonium-210 and lead-210 in marine food chains. *Marine Biology* **52**, 227-236.

His, E., Cantin, C., 1995. Biologie et physiologie des coquillages. Rappoert Ifremer-R. INT. DEU. 956. France. 118p.

Ho, T.-Y., 2013. Nickel limitation of nitrogen fixation in *Trichodesmium*. *Limnology and Oceanography* **58**, 112-120.

- Huang, H., Wu, J., Wu, J., 2007. Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. *Environmental monitoring and assessment* **129**, 315-320.
- IAEA, 2011. Recommended method for microwave digestion of marines samples for the determination of trace element content, IAEA recommended methods, 8p.
- Irisarri, J., Fernández-Reiriz, M.-J., Labarta, U., 2015. Temporal and spatial variations in proximate composition and Condition Index of mussels *Mytilus galloprovincialis* cultured in suspension in a shellfish farm. *Aquaculture* **435**, 207-216.
- Ishikawa, Y., Kagaya, H., Saga, K., 2004. Biomagnification of ^7Be , ^{234}Th , and ^{228}Ra in marine organisms near the northern Pacific coast of Japan. *Journal of environmental radioactivity* **76**, 103-112.
- Jacquín, A.-G., Donval, A., Guillou, J., Leyzour, S., Deslandes, E., Guillou, M., 2006. The reproductive response of the sea urchins *Paracentrotus lividus* (L.) and *Psammechinus miliaris* (G.) to a hyperproteinated macrophytic diet. *Journal of experimental marine biology and ecology* **339**, 43-54.
- James, P.J., Heath, P., Unwin, M.J., 2007. The effects of season, temperature and initial gonad condition on roe enhancement of the sea urchin *Evechinus chloroticus*. *Aquaculture* **270**, 115-131.
- Jović, M., Stanković, S., 2014. Human exposure to trace metals and possible public health risks via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Adriatic coastal area. *Food and Chemical Toxicology* **70**, 241-251.
- Jurado, J., Martín, M., Pablos, F., Moreda-Piñeiro, A., Bermejo-Barrera, P., 2007. Direct determination of copper, lead and cadmium in aniseed spirits by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food chemistry* **101**, 1296-1304.
- Kaimoussi, A., Mouzdahir, A., Saih, A., 2004. Variations saisonnières des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *Comptes Rendus Biologies* **327**, 361-369.
- Kalantzi, I., Shimmiel, T., Pergantis, S., Papageorgiou, N., Black, K., Karakassis, I., 2013. Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at four Mediterranean fish farms. *Science of the total environment* **444**, 128-137.
- Kantin, R., Pergent-Martini, C., 2007. Monitorage de la qualité des eaux et de l'environnement marin-Rapport final-Région Corse, Programme INTERREG IIIA Sardaigne/Corse/Toscane, MONIQUA NMCD IIIA-03/08, Convention Ifremer PAC-Equipe Ecosystèmes Littoraux & Collectivité Territoriale de Corse MCD IIIA-03/08, Ifremer publ., La Seyne. La Seyne. 222p.
- Kartas, F., Quignard, J.-P., 1984. La fécondité des poissons téléostéens, Collection de Biologie des Milieux Marins N° 5. Masson ed. Paris, 121p.
- Kempf, M., 1962. Recherches d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lmk.) et *Arbacia lixula* (L.). *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*. **25**, 47-115.
- Kenshi, K., 2004. Biogeochemistry of Iron in Seawater. *Report on Amur-Okhotsk Project* (2). Hokkaido University, Japon, pp. 93-102.
- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Çotuk, Y., Topçuoğlu, S., 2014a. Radioactivity concentrations in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) of Turkish Sea coast and contribution of ^{210}Po to the radiation dose. *Marine Pollution Bulletin* **80**, 325-329.

- Kılıç, Ö., Belivermiş, M., Gözel, F., Carvalho, F.P., 2014b. Radioactivity levels in mussels and sediments of the Golden Horn by the Bosphorus Strait, Marmara Sea. *Marine Pollution Bulletin* **86**, 555-561.
- Kim, M., 2004. Determination of lead and cadmium in wines by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Food additives and contaminants* **21**, 154-157.
- Kitching, J., Sloane, J., Ebling, F., 1959. The ecology of Lough Ine. VIII: Mussels and their predators. *The Journal of Animal Ecology* **28**, 331-341.
- Kouidri, M., Benabdellah, I., Ghouali, R., Bernoussi, A., Lagha, A., 2016. Enrichment and geoaccumulation of heavy metals and risk assessment of sediments from coast of Ain Temouchent (Algeria). *Arabian Journal of Geosciences* **9**, 1-9.
- Kowalski, Z., Kulczycka, J., Wzorek, Z., 2007. Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland. *Journal of Cleaner Production* **15**, 28-37.
- Krmpotić, M., Rožmarić, M., Barišić, D., 2015. Mussels (*Mytilus galloprovincialis*) as a bio-indicator species in radioactivity monitoring of Eastern Adriatic coastal waters. *Journal of environmental radioactivity* **144**, 47-51.
- Lafabrie, C., 2007. Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme bio-indicateur de la contamination métallique, *Thèse de Doctorat*. Universita di Corsica., Corsica., 158p.
- Lafabrie, C., Pergent, G., Kantin, R., Pergent-Martini, C., Gonzalez, J.-L., 2007. Trace metals assessment in water, sediment, mussel and seagrass species—Validation of the use of *Posidonia oceanica* as a metal biomonitor. *Chemosphere* **68**, 2033-2039.
- Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J., Ramade, F., 1998. Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Ed. Lavoisier, Tec&Doc. Paris, 320p.
- Lane, T.W., Morel, F.M., 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **97**, 4627-4631.
- Lawrence, J., 1982. The utilization of nutrients by post metamorphic echinoderms. In *Echinoderm Nutrition* (eds. M. Jangoux and J. M. Lawrence), Balkema, Rotterdam. pp. 331–371.
- Lawrence, J., Fenaux, L., Corre, M.C., Lawrence, A., 1992. The effect of quantity and quality of prepared diets on production in *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea). In: Scalera-Liaci, L., Canicattì, C. (Eds.), *Echinoderm Research 1991*. Balkema, Rotterdam, pp. 107 – 110.
- Le Gall, P., 1989. Echinoculture., In: BARNABÉ, G. (Ed.), *Aquaculture. Editions Lavoisier Tech and Doc Paris*. France, pp. 468-491.
- Le Gall, P., Bucaille, D., 1987. Intérêt d'un élevage intensif de l'oursin violet *Paracentrotus lividus*. In: Boudouresque, C.F. (Ed.), *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*. GIS Posidonie, 21-22 février 1987, Marseille. France., pp. 399-405.
- Le Gall, P., Bucaille, D., Grassin, J.B., 1990. Influence de la température sur la croissance de deux oursins comestibles, *Paracentrotus lividus* et *Psammechinus miliaris*. In: De Ridder, C., Dubois, P., Lahaye, M.C., Jangoux, M. (Eds.), *Echinoderm Research*, Balkema, Rotterdam, pp. 183–188.
- Le Petit, G., Granier, G., 2002. Spectrométrie gamma appliquée aux échantillons de l'environnement: Dossier de recommandations pour l'optimisation des mesures. Editions Lavoisier Tech and Doc Paris. 238p.

- Lecchini, D., Lenfant, P., Planes, S., 2002. Variation in abundance and population dynamics of the sea-urchin *Paracentrotus lividus* on the Catalan coast (north-western Mediterranean Sea) in relation to habitat and marine reserve. *Vie et milieu* **52**, 111-118.
- Leclaire, L., 1972. La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares (Pré-continent Algérien). *Mémoire Museum histoire Naturelle*. Paris Série C, Tome 24., 391p.
- Leconte, P., 2006. Développement et optimisation de techniques de mesure par spectrométrie gamma. Maîtrise et réduction des incertitudes associées. *Thèse de Doctorat*. Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II. 320p.
- Lee, J.G., Morel, F.M., 1995. Replacement of zinc by cadmium in marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* **127**,305-309.
- Lesouef, A., Belamie, R., Montiel, A., 1979. Un indicateur de pollution à mémoire. L'analyse des métaux dans les sédiments de rivière. *Journal français d'hydrologie* **10**, 165-172.
- Lessios, H., 1979. Use of Panamanian sea urchins to test the molecular clock. *Nature* **280**, 599-601.
- Levitan, D.R., 2004. Density-dependent sexual selection in external fertilizers: variances in male and female fertilization success along the continuum from sperm limitation to sexual conflict in the sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*. *The American Naturalist* **164**, 298-309.
- Li, Y., Yu, Z., Song, X., Mu, Q., 2006. Trace metal concentrations in suspended particles, sediments and clams (*Ruditapes philippinarum*) from Jiaozhou Bay of China. *Environmental monitoring and assessment* **121**, 491-501.
- Liu, J., Cao, L., Dou, S., 2017a. Bioaccumulation of heavy metals and health risk assessment in three benthic bivalves along the coast of Laizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin* **117**, 98-110.
- Liu, Y., Liu, G., Yuan, Z., Liu, H., Lam, P.K., 2017b. Presence of arsenic, mercury and vanadium in aquatic organisms of Laizhou Bay and their potential health risk. *Marine Pollution Bulletin* **125**, 334-340.
- Loring, D.H., Rantala, R., 1990. Sediments and suspended particulate matter: Total and partial methods of digestion, ICES techniques in marine environmental sciences., No 9. Int. Explor Met (Copenhagen, DK). 14p.
- Loring, D.H., Rantala, R., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-science reviews* **32**, 235-283.
- Loska, K., Wiechula, D., Barska, B., Cebula, E., Chojnecka, A., 2003. Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. *Polish Journal of Environmental Studies* **12**, 187-192.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J., 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *Journal of biological chemistry* **193**, 265-275.
- Lozano, J., Galera, J., López, S., Turon, X., Palacin, C., Morera, G., 1995. Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Marine Ecology Progress Series* **122**, 179-191.
- Lubet, P., 1959. Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilidés et les Pectinidés (mollusques bivalves). *Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes* **23**, 387-548.

- Lubet, P., 1963. Physiologie des moules. *Bull. Soc. Sci. Vét. Med. Comp.* **65**, 31-62.
- Lubet, P., 1973. Exposé Synoptique Des Données Biologiques Sur la Moule: *Mytilus Galloprovincialis* (Lamarck 1819) (Atlantique et Méditerranée). Organisation des Nations Unies Pour L'Alimentation et L'Agriculture, N° 88. Rome, 49p.
- Lumingas, L., 1994. La plasticité chez l'Oursin *Sphaerechinus granularis* dans la Rade de Brest (Bretagne, France). *Thèse de doctorat*. Univ. Bretagne Occidentale. 193p.
- Luoma, S., Ho, K., 1993. Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. *In*: Carlow, P. (Ed.), *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK. pp. 193-226.
- Mahler, P., 1985. Comportement du césium-137, chrome-51, cobalt-60, manganèse-54, sodium-22, et zinc-65 en milieux d'embouchure simulés: Influence des particules minérales en suspension et des matières organiques dissoutes. *Thèse de doctorat*. Université de Nice, 190p.
- Marcellin, Y.K., Bernard, S.M., Trokourey, A., Yobou, B., 2009. Assessment of sediments contamination by heavy metals in a tropical lagoon urban area (Ebrié lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research* **34**, 280-289.
- Marchand, M., 1974. Considérations sur les formes physico-chimiques du cobalt, manganèse, zinc, chrome et fer dans une eau de mer enrichie ou non de matière organique. *ICES Journal of Marine Science* **35**, 130-142.
- MATE, 2002. Rapport sur l'état et l'avenir du littoral. Ministère de l'aménagement du territoire, Algérie. 99p.
- McDonald, J., Seed, R., Koehn, R., 1991. Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern Hemispheres. *Marine Biology* **111**, 323-333.
- McGeer, J., Henningsen, G., Lanno, R., Fisher, N., Sappington, K., Drexler, J., 2004. Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals, US Environmental Protection Agency risk assessment forum. Eastern Research Group, Lexington., 122p.
- McLean, J., Beveridge, T.J., 2001. Chromate reduction by a pseudomonad isolated from a site contaminated with chromated copper arsenate. *Applied and Environmental Microbiology* **67**, 1076-1084.
- McPherson, B., 1965. Contributions to the biology of the sea urchin *Tripneustes ventricosus*. *Bulletin of Marine Science* **15**, 228-244.
- McPherson, B., 1968. Contributions to the biology of the sea urchin *Eucidaris tribuloides* (Lamarck). *Bulletin of Marine Science* **18**, 400-443.
- Mearns, A., Swartz, R., Cummins, J., Dinnel, P., Plesha, P., Chapman, P., 1986. Inter-laboratory comparison of a sediment toxicity test using the marine amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Marine Environmental Research* **19**, 13-37.
- Meli, A.M., Desideri, D., Roselli, C., Feduzi, L., 2008. Natural radioactivity in the mussel *Mytilus galloprovincialis* derived from the Central Adriatic Sea (Italy). *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* **71**, 1270-1278.
- Metian, M., Warnau, M., Chouvelon, T., Pedraza, F., Rodriguez y Baena, A.M., Bustamante, P., 2013. Trace element bioaccumulation in reef fish from New Caledonia: influence of trophic groups and risk assessment for consumers. *Mar. Environ. Res.* **87**, 26-36.
- Miquel, G., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire des choix scientifiques et technologiques n° 261. Sénat. 5 Avril 2001. 366p.

- Miralles, J., 2004. Etude couplée des radionucléides et des isotopes stables du plomb en Méditerranée Occidentale. *Thèse de doctorat*. Université d'Aix-Marseille III. 119p.
- Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R., Kumar, R., Seth, C., Gupta, D., 2006. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatin and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* **65**, 1027-1039.
- Mok, J.S., Yoo, H.D., Kim, P.H., Yoon, H.D., Park, Y.C., Lee, T., Kwon, J.Y., Son, K.T., Lee, H.J., Ha, K.S., 2014. Bioaccumulation of heavy metals in mussel *Mytilus galloprovincialis* in the Changseon area, Korea, and assessment of potential risk to human health. *Fish. Aquat. Sci.* **17**, 313-318.
- Moore, J.W., Ramamoorthy, S., 2012. Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment. Ed. SpringerVerlag, New York, 263p.
- Morchid, A., 1987. La reproduction des moules *Mytilus galloprovincialis* Lmk. en élevage dans le Golfe de Fos: aspects biologiques, biochimiques et bioénergétiques, *These doctorat*. Université Aix-Marseille 2, France, 116p.
- Morelli, E., Scarano, G., 2004. Copper-induced changes of non-protein thiols and antioxidant enzymes in the marine microalga *Phaeodactylum tricorutum*. *Plant Science* **167**, 289-296.
- Morillo, J., Usero, J., Gracia, I., 2005. Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain). *Chemosphere* **58**, 1421-1430.
- Mortazavi, S., Fard, P.N., 2017. Risk assessment of non-carcinogenic effects of heavy metals from Dez river fish. *Iranian Journal of Health Sciences* **5**, 10-25.
- MPRH, 2010. Étude de salubrite et classification des zones de pêche et d'aquaculture : Rapport final. Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques., Algérie., 41p.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal* **2**, 108-118.
- Muller, G., 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau. Wissensch. Tech.* **79**, 778-783.
- Muñoz-Olivas, R., Cámara, C., 2001. Speciation related to human health. In: Ebdon, L., Pitts, L., Cornelis, R., Crews, H., Donard, O.F.X., Quevauviller, P. (Eds.), Trace Element Speciation for Environment, Food and Health. The Royal Society of Chemistry, pp. 331-353.
- Muthiga, N., Jaccarini, V., 2005. Effects of seasonality and population density on the reproduction of the Indo-Pacific echinoid *Echinometra mathaei* in Kenyan coral reef lagoons. *Marine biology* **146**, 445-453.
- Naciri, M., 1998. Dynamique d'une population de moules, *Mytilus galloprovincialis* (Lmk.), vivant sur la côte atlantique marocaine. *Bulletin de l'Institut Scientifique* **21**, 43-50.
- Naji, A., Ismail, A., 2011. Assessment of metals contamination in Klang River surface sediments by using different indexes. *Environment Asia* **4**, 30-38.
- Newcombe, C.L., 1944. The nutritional value of seafoods, Educational series (Virginia Fisheries Laboratory). Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary, 17p.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* **333**, 134-139.
- Oliveira, A.R., Sykes, A.V., Hachero-Cruzado, I., Azeiteiro, U.M., Esteves, E., 2015. A sensory and nutritional comparison of mussels (*Mytilus sp.*) produced in NW Iberia and in the Armona offshore production area (Algarve, Portugal). *Food chemistry* **168**, 520-528.

- Orban, E., Di Lena, G., Navigato, T., Casini, I., Marzetti, A., Caproni, R., 2002. Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food chemistry* **77**, 57-65.
- Ostapczuk, P., Burow, M., May, K., Mohl, C., Froning, M., Süßenbach, B., Waidmann, E., Emons, H., 1997. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. *Chemosphere* **34**, 2049-2058.
- Oudot, C., 1983. La distribution des sels nutritifs (NO₃-NO₂-NH₄-PO₄-SiO₃) dans l'Océan Atlantique intertropical oriental (région du golfe de Guinée). *Océanographie tropicale* **18**, 223-248.
- Ouréns, R., Fernández, L., Fernández-Boán, M., Naya, I., Freire, J., 2013. Reproductive dynamics of the sea urchin *Paracentrotus lividus* on the Galicia coast (NW Spain): effects of habitat and population density. *Marine biology* **160**, 2413-2423.
- Ozvarol, Y., Turna, I.I., 2009. Determination of Some Biological Properties of *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) in Antalya Gulf Shores. *Journal of Applied Biological Sciences* **3**, 49-52.
- Pancucci, M., Panayotidis, P., Zenetos, A., 1993. Morphological changes in sea urchin populations as a response to environmental stress. In: Aldrich JC (ed.) Quantified phenotypic responses in morphology and physiology. JAPAGA, Ashford. Ireland, pp. 247-257.
- Pearson, A.J., Gaw, S., Hermanspahn, N., Glover, C.N., 2016. Activity concentrations of ¹³⁷Caesium and ²¹⁰Polonium in seafood from fishing regions of New Zealand and the dose assessment for seafood consumers. *Journal of environmental radioactivity* **151**, 542-550.
- Pedrotti, M., 1993. Spatial and temporal distribution and recruitment of echinoderm larvae in the Ligurian Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **73**, 513-530.
- Perez, T., Sartoretto, S., Soltan, D., Capo, S., Fourt, M., Dutrieux, E., Vacelet, J., Harmelin, J., Rebouillon, P., 2000. Étude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin. Système d'évaluation de la qualité des milieux littoraux, Volet biologique. Rapport Agences de l'Eau, 4 fascicules, Marseille. 642p.
- Perošević, A., Joksimović, D., Đurović, D., Milašević, I., Radomirović, M., Stanković, S., 2018. Human exposure to trace elements via consumption of mussels *Mytilus galloprovincialis* from Boka Kotorska Bay, Montenegro. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* **50**, 554-559.
- Perošević, A., Radomirović, M., Tanaskovski, B., Stankovic, A.R., Kalaba, P., Stanković, S., 2017. The Origin of Elements in Mussels from Boka Kotorska Bay, Montenegro. *International Journal of Food and Biosystems Engineering* **3**, 47-55.
- Pétinay, S., Chataigner, C., Basuyaux, O., 2009. Standardisation du développement larvaire de l'oursin, *Paracentrotus lividus*, pour l'évaluation de la qualité d'une eau de mer. *Comptes Rendus Biologies* **332**, 1104-1114.
- Phillips, D., 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**, 59-69.
- Pichard, A., Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot, C., Lacroix, G., Lefevre, J., Leveque, S., Magaud, H., Morin, A., 2004. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Chrome et ses dérivés inorganiques. INERIS, Paris, 68p.

- Picot, A., 2003. Intoxication de l'organisme par les métaux lourds et autres toxiques. Le mercure, le plomb et le cadmium trois métaux traces toxiques, Proceedings of the ADNO Conference, Paris, 29 nov 2003pp. 6-20.
- Pigott, G.M., Tucker, B.W., 1987. Science opens new horizons for marine lipids in human nutrition. *Food Reviews International* **3**, 105-138.
- Pinna, S., Pais, A., Campus, P., Sechi, N., Ceccherelli, G., 2012. Habitat preferences of the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Marine Ecology Progress Series* **445**, 173-180.
- Price, N., Morel, F., 1990. Cadmium and cobalt substitution for zinc in a marine diatom. *Nature* **344**, 658-660.
- Putri, A., Rohmad Barokah, G., Andarwulan, N., 2017. Human Health Risk Assessment of Heavy Metals Bioaccumulation In Fish and Mussels from Jakarta Bay. *Squalen Bull. of Mar. and Fish. Postharvest and Biotech* **12**, 75-83.
- Rainbow, P.S., 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **31**, 183-192.
- Rajan, S., Ishak, N.S., 2017. Estimation of Target Hazard Quotients and Potential Health Risks for Metals by Consumption of Shrimp (*Litopenaeus vannamei*) in Selangor, Malaysia. *Sains Malaysiana* **46**, 1825-1830.
- Raven, J.A., 1990. Predictions of Mn and Fe use efficiencies of phototrophic growth as a function of light availability for growth and of C assimilation pathway. *New Phytologist* **116**, 1-18.
- Rees, T., Bekheet, I., 1982. The role of nickel in urea assimilation by algae. *Planta* **156**, 385-387.
- Régis, M.-B., 1978. Croissance de deux échinoïdes du golfe de Marseille (*Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* L.). Aspects écologiques de la microstructure du squelette et de l'évolution des indices physiologiques, *These Doctorat*. Aix Marseille III, France., 221p.
- Régis, M.-B., 1981. Aspects morphométriques de la croissance de deux échinoides du Golfe de Marseille, *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L). *Cah. Biol. Mar.* **22**, 349-370.
- RNO, 1995. Surveillance du Milieu Marin , Travaux du RNO. Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement., France. 32p.
- RNO, 2005. Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, France, 48p.
- Rodier, J., 2009. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Ed. Dunod, Paris.1526p.
- Rodríguez-Barroso, M., Benhamou, Y., El Moumni, B., El Hatimi, I., García-Morales, J., 2009. Evaluation of metal contamination in sediments from north of Morocco: geochemical and statistical approaches. *Environmental monitoring and assessment* **159**, 169-181.
- Rouane-Hacene, O., Boutiba, Z., Belhaouari, B., Guibbolini-Sabatier, M.E., Francour, P., Risso-de Faverney, C., 2015. Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation and bioavailability of heavy metals in mussels *Mytilus galloprovincialis* from Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Oceanologia* **57**, 362-374.
- Rouane-Hacene, O., Boutiba, Z., Benaïssa, M., Belhaouari, B., Francour, P., Guibbolini-Sabatier, M.E., Risso-De Faverney, C., 2017. Seasonal assessment of biological indices, bioaccumulation, and bioavailability of heavy metals in sea urchins *Paracentrotus lividus* from

- Algerian west coast, applied to environmental monitoring. *Environmental Science and Pollution Research*, **25**, 11238–11251.
- Rožmarić, M., Rogić, M., Benedik, L., Štok, M., Barišić, D., 2013. Seasonal and spatial variations of ^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in *Mytilus galloprovincialis* from Croatian coast of the Adriatic Sea. *Chemosphere* **93**, 2063-2068.
- Rožmarić, M., Rogić, M., Benedik, L., Štok, M., Barišić, D., Ivšić, A.G., 2012. ^{210}Po and ^{210}Pb activity concentrations in *Mytilus galloprovincialis* from Croatian Adriatic coast with the related dose assessment to the coastal population. *Chemosphere* **87**, 1295-1300.
- Rubio, B., Nombela, M., Vilas, F., 2000. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin* **40**, 968-980.
- Saavedra, Y., Gonzalez, A., Fernandez, P., Blanco, J., 2004. The effect of size on trace metal levels in raft cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Science of the total environment* **318**, 115-124.
- Sahnoun, Z., 2009. Etude préliminaire des indices physiologiques (Indice de Réplétion, Indice Gonadique) et dosage des métaux lourds chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) pêché sur le littoral mostaganémois. *Memoire de Magister*. Université Ahmed Ben Bella d'Oran1 Es Senia, Oran. Algérie, 102p.
- Saito, M.A., Moffett, J.W., 2002. Temporal and spatial variability of cobalt in the Atlantic Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **66**, 1943-1953.
- San Martin, G.-A., 1995. Contribution à la gestion des stocks d'oursins: étude des populations et transplantations de *Paracentrotus lividus* à Marseille (France, Méditerranée) et production de *Loxechinus albus* à Chiloe (Chili, Pacifique), *These Doctorat en Ecologie*. Aix-Marseille II, France, 166p.
- Scanu, S., Soetebier, S., Piazzolla, D., Tiralongo, F., Mancini, E., Romano, N., Marcelli, M., 2015. Concentrations of As, Cd, Cr, Ni, and Pb in the echinoid *Paracentrotus lividus* on the coast of Civitavecchia, northern Tyrrhenian Sea, Italy. *Regional Studies in Marine Science* **1**, 7-17.
- Scherrer, B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin Editeur, Boucherville, Quebec, 850p.
- Schwartz, D., 1996. Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologistes, Ed. Flammarion médecine-sciences. 4^{ème} édition. 311p.
- Sellem, F., Guillou, M., 2007. Reproductive biology of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats of northern Tunisia (south-east Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **87**, 763-767.
- Seshan, B., Natesan, U., Deepthi, K., 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science & Technology* **7**, 291-306.
- Shang, Z., Ren, J., Tao, L., Wang, X., 2015. Assessment of heavy metals in surface sediments from Gansu section of Yellow River, China. *Environmental monitoring and assessment* **187**, 1-10.
- Shpigel, M., McBride, S.C., Marciano, S., Lupatsch, I., 2004. The effect of photoperiod and temperature on the reproduction of European sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquaculture* **232**, 343-355.

- Simex, S., Helz, G., 1981. Regional geochemistry of trace elements in Chesapeake Bay. *Environmental Geology* **3**, 315-323.
- Sioud, K., 1994. Transfert de métaux entre eau et suspensions dans les estuaires, *These Doctorat*. Ecole nationale des ponts et chaussées, Paris, France., 205p.
- Sirot, V., Oseredczuk, M., Bemrah-Aouachria, N., Volatier, J.-L., Leblanc, J.-C., 2008. Lipid and fatty acid composition of fish and seafood consumed in France: CALIPSO study. *Journal of Food Composition and Analysis* **21**, 8-16.
- Sokolowski, A., Bawazir, A., Wolowicz, M., 2004. The effect of seasonal cycle, weight and sex of individuals on trace metal concentrations in the brown mussel *Perna perna* from the coastal waters off Yemen (Gulf of Aden). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **46**, 67-80.
- Soto, M., Ireland, M.P., Marigómez, I., 1997. The contribution of metal/shell-weight index in target-tissues to metal body burden in sentinel marine molluscs. 2. *Mytilus galloprovincialis*. *Science of the total environment* **198**, 149-160.
- Soto, M., Ireland, M.P., Marigómez, I., 2000. Changes in mussel biometry on exposure to metals: implications in estimation of metal bioavailability in 'Mussel-Watch' programmes. *Science of the total environment* **247**, 175-187.
- Soualili, D., Dubois, P., Gosselin, P., Pernet, P., Guillou, M., 2008. Assessment of seawater pollution by heavy metals in the neighbourhood of Algiers: use of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, as a bioindicator. *ICES Journal of marine science: Journal du Conseil* **65**, 132-139.
- Soualili, D., Guillou, M., 2009. Variation in the reproductive cycle of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in three differently polluted locations near Algiers (Algeria). *Mar. Biodivers. Rec.*, **2**, pp. 1-6.
- Soualili, D.L., 2008. Les populations naturelles d'oursins : un outil évaluateur de l'état de santé de la baie d'Alger., *These Doctorat*. Univ. U.S.T.H.B. Bab ezzouar, Algérie., 147p.
- Starr, M., Himmelman, J.H., Therriault, J.-C., 1993. Environmental control of green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, spawning in the St. Lawrence Estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**, 894-901.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Proix, N., Schwartz, C., 2006. Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma* **136**, 912-929.
- Storelli, M., Storelli, A., Marcotrigiano, G., 2001. Heavy metals in the aquatic environment of the Southern Adriatic Sea, Italy: macroalgae, sediments and benthic species. *Environment International* **26**, 505-509.
- Subramanian, V., Mohanachandran, G., 1990. Heavy metals distribution and enrichment in the sediments of southern east coast of India. *Marine Pollution Bulletin* **21**, 324-330.
- Szefer, P., Kim, B.-S., Kim, C.-K., Kim, E.-H., Lee, C.-B., 2004. Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula. *Environmental pollution* **129**, 209-228.
- Taleb, M., Boutiba, Z., 2007. La moule *Mytilus galloprovincialis*: bioindicatrice de pollution marine-Cas du port d'Oran. *Sciences & Technologie. C* **25**, 59-64.

- Tanaskovski, B., Jović, M., Mandić, M., Pezo, L., Degetto, S., Stanković, S., 2016. Elemental analysis of mussels and possible health risks arising from their consumption as a food: the case of Boka Kotorska Bay, Adriatic Sea. *Ecotoxicology and environmental safety* **130**, 65-73.
- Ternengo, S., Marengo, M., El Idrissi, O., Yepka, J., Pasqualini, V., Gobert, S., 2018. Spatial variations in trace element concentrations of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, a first reference study in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* **129**, 293-298.
- Tessier, A., Poisot, T., Romans, P., Desdevises, Y., 2010. Putative effects of recreational fishing of *Paracentrotus lividus* on populations of sea urchins in Mediterranean shallow water. *Vie et milieu* **60**, 299-305.
- Tessier, E., Garnier, C., Mullot, J.-U., Lenoble, V., Arnaud, M., Raynaud, M., Mounier, S., 2011. Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). *Marine Pollution Bulletin* **62**, 2075-2086.
- Thuróczy, C.-E., Gerringa, L., Klunder, M., Laan, P., De Baar, H., 2011. Observation of consistent trends in the organic complexation of dissolved iron in the Atlantic sector of the Southern Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **58**, 2695-2706.
- Tomšić, S., Conides, A., Dupčić Radić, I., Glamuzina, B., 2010. Growth, size class frequency and reproduction of purple sea urchin, *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) in Bistrina Bay (Adriatic Sea, Croatia). *Acta Adriatica* **51**, 67-77.
- Topçuoğlu, S., Güngör, N., 1999. Radionuclide concentrations in macroalgae and sediment samples from the Bosphorus. *Turkish J. Marine Sciences* **5**, 19-24.
- Tortonese, E., 1965. Fauna d'halia. Echinodermata, Calderini. Ed. Bologna. Italia. 422p.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin* **72**, 175-192.
- Turon, X., Giribet, G., López, S., Palacín, C., 1995. Growth and population structure of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Marine Ecology Progress Series* **122**, 193-204.
- Udechukwu, B.E., Ismail, A., Zulkifli, S.Z., Omar, H., 2015. Distribution, mobility, and pollution assessment of Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, and Fe in intertidal surface sediments of Sg. Puloh mangrove estuary, Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research* **22**, 4242-4255.
- UNEP/IOC/AIEA, 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter, Reference methods for marine pollution studies No. 63, 85p.
- Uphoff Jr, J.H., 1998. III. Blue crab stock assessment, biology, and research-Stability of the blue crab stock in Maryland's portion of Chesapeake Bay. *Journal of Shellfish Research* **17**, 519-528.
- USEPA, 1992. Guidelines for exposure assessment. *Federal Register* **57**(104): 22888-22938, Washington, DC.
- Utting, S., Millican, P., 1997. Techniques for the hatchery conditioning of bivalve broodstocks and the subsequent effect on egg quality and larval viability. *Aquaculture* **155**, 45-54.
- Vahter, M., Åkesson, A., Lidén, C., Ceccatelli, S., Berglund, M., 2007. Gender differences in the disposition and toxicity of metals. *Environmental Research* **104**, 85-95.
- Verlaque, M., 1987. Relation entre *P. lividus* (Lmk) et le phytobenthos de la Méditerranée occidentale., In: Boudouresque, C.F. (Ed.), Colloque International sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonies, 21-22 février 198,7 Marseille, France., pp. 5-36.

- Verlaque, M., Nedelec, H., 1983. Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France): alimentation des adultes. *Vie et milieu* **33**, 191-201.
- Wang, G., Su, M.-Y., Chen, Y.-H., Lin, F.-F., Luo, D., Gao, S.-F., 2006. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China. *Environmental pollution* **144**, 127-135.
- Wang, J., Liu, G., Fang, T., Yuan, Z., 2013. Assessment of pollution characteristics of heavy metals in the sediments of Huaihe River (Anhui Section) by pollution load index. *Journal of University of Science and Technology of China* **43**, 97-103.
- Wang, W., Qin, Y., Song, D., Wang, K., 2008. Column leaching of coal and its combustion residues, Shizuishan, China. *International Journal of Coal Geology* **75**, 81-87.
- Wang, Y.-T., Shen, H., 1995. Bacterial reduction of hexavalent chromium. *Journal of Industrial Microbiology* **14**, 159-163.
- Warnau, M., Biondo, R., Temara, A., Bouquegneau, J.M., Jangoux, M., Dubois, P., 1998. Distribution of heavy metals in the echinoid *Paracentrotus lividus* from the Mediterranean *Posidonia oceanica* ecosystem: seasonal and geographical variations. *Journal of Sea Research* **39**, 267-280.
- Warnau, M., Ledent, G., Temara, A., Alva, V., Jangoux, M., Dubois, P., 1995a. Allometry of heavy metal bioconcentration in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Echinodermata). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **29**, 393-399.
- Warnau, M., Ledent, G., Temara, A., Bouquegneau, J.M., Jangoux, M., Dubois, P., 1995b. Heavy metals in *Posidonia oceanica* and *Paracentrotus lividus* from seagrass beds of the north-western Mediterranean. *The Science of the total environment* **171**, 95-99.
- Warnau, M., Ledent, G., Temara, A., Jangoux, M., Dubois, P., 1995c. Experimental cadmium contamination of the echinoid *Paracentrotus lividus*: influence of exposure mode and distribution of the metal in the organism. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **116**, 117-124.
- Warnau, M., Pagano, G., 1994. Developmental toxicity of PbCl₂ in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Echinodermata). *Bulletin of environmental contamination and toxicology* **53**, 434-441.
- Warnau, M., Temara, A., Jangoux, M., Dubois, P., Iaccarino, M., De Biase, A., Pagano, G., 1996a. Spermioxicity and embryotoxicity of heavy metals in the echinoid *Paracentrotus lividus*. *Environmental toxicology and chemistry* **15**, 1931-1936.
- Warnau, M., Teyssié, J.-L., Fowler, S.W., 1996b. Biokinetics of selected heavy metals and radionuclides in the common Mediterranean echinoid *Paracentrotus lividus*: sea water and food exposures. *Marine Ecology Progress Series* **141**, 83-94.
- Weinberg, E.D., 1989. Cellular regulation of iron assimilation. *The Quarterly Review of Biology* **64**, 261-290.
- Weinberg, S., 1992. Découvrir la Méditerranée, du rivage à quarante mètres de fond. Nathan édit. 352p.
- Wiberg, E., 1958. Lehrbuch der anorganischen Chemie. Walter de Gruyter GmbH & Co KG., 1869p
- Yap, C., Pang, B., 2011. Assessment of Cu, Pb, and Zn contamination in sediment of north western Peninsular Malaysia by using sediment quality values and different geochemical indices. *Environmental monitoring and assessment* **183**, 23-39.

- Yap, C.K., Cheng, W.H., Karami, A., Ismail, A., 2016. Health risk assessments of heavy metal exposure via consumption of marine mussels collected from anthropogenic sites. *Science of the total environment* **553**, 285-296.
- Yii, M.-W., Wan-Mahmood, Z.U., 2013. ^{226}Ra , ^{228}Ra and $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ in surface marine sediment of Malaysia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **295**, 1465-1472.
- Young, C.M., Tyler, P.A., Fenaux, L., 1997. Potential for deep sea invasion by Mediterranean shallow water echinoids: pressure and temperature as stage-specific dispersal barriers. *Marine Ecology Progress Series* **154**, 197-209.
- Zavodnik, D., 1987. Synopsis of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) in the Adriatic Sea. In: Boudouresque, C.F. (Ed.), Colloque International sur *Paracentrotus lividus* et les Oursins Comestibles, GIS Posidonie Publications, 21-22 février 1987, Marseilles, pp. 221–240.
- Zhelyazkov, G., Yankovska-Stefanova, T., Mineva, E., Stratev, D., Vashin, I., Dospatliev, L., Valkova, E., Popova, T., 2018. Risk assessment of some heavy metals in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) and veined rapa whelks (*Rapana venosa*) for human health. *Marine Pollution Bulletin* **128**, 197-201.
- Zwolsman, J.J., van Eck, G.T., 1999. Geochemistry of major elements and trace metals in suspended matter of the Scheldt estuary, southwest Netherlands. *Marine chemistry* **66**, 91-111.

DOCUMENTS CONSULTÉS

- Adda Neggaz, H., 2008. Contribution à l'étude préliminaire de l'évolution des indices physiologiques (IR-IG) de deux classes de taille de l'oursin commun *P. lividus* de la région de Mostaganem., *Mémoire D.E.S. en Biologie*. Université d'Oran, Algérie, 33p.
- Bouguerara, F., Bouhenni, K., 2008. Contribution à l'étude des variations de l'indice gonadique et de réplétion chez l'oursin comestible *P. lividus* de la région de Mostaganem., *Mémoire D.E.S. en Biologie*. Univ. Oran, Oran, 32p.
- Dance, C., 1985. Contribution à l'étude des Echinoides réguliers du parc national de Port Cros : Déplacement de *Paracentrotus lividus*. Prédation de *Paracentrotus lividus* par *Marthasterias glacialis*. Relation taille poids chez *Sphaerechinus granularis*., *Mem. D.E.A.E. Ecol. Medi.* Aix-Marseille II, France, 80p.
- Guendouzi, Y., 2011. Contribution à l'étude de l'impact de la pollution chimique sur l'herbier à Posidonie dans la baie d'Alger, *Mémoire d'Ingeniorat*, ENSSMAL (ex. ISMAL), Alger, Algeria, 109p.
- Ouendi, J., Menad, T., 2006. Biométrie et indices physiologiques de deux populations à *Paracentrotus lividus* dans la région d'Alger., *Mem. Ing. Univ. USTHB*, Alger, 40p.
- Rico, V., 1989. Contribution à l'étude des preferenda alimentaires et du comportement moteur de l'oursin régulier *Paracentrotus lividus*. *Memoire DEA*, Universite Aix-Marseille II, France, 48p.
- Sellem, F., 1990. Données sur la biométrie de *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula* et *Sphaerechinus granularis* et sur la biologie de *Paracentrotus lividus* dans le golfe de Tunis. *Mém. DEA, Bio. Mar. Ocean.* Univ. de Tunis. 158p.

[ANNEXES]

Annexe 1 : Protocole expérimental sur la technique d'implantation des moules (Andral, 2002).

↳ **Espèce implantée**

La moule *Mytilus galloprovincialis* est utilisée, elle répond à plusieurs exigences d'être une espèce bioindicatrice des contaminants chimiques dans l'eau de mer (voir partie II.3.3.8).

↳ **Conditions d'implantation**

- Chaque lot contenant 3 kg de moules est mis en poche ostréicole, puis immergé sur le site à étudier.
- Les lots ont été remis en stabulation 15 jours avant la mise en œuvre sur le site d'implantation pour permettre aux moules d'éviter un stress supplémentaire lors des différentes manipulations occasionnées par les opérations de pose.
- La durée d'implantation pour atteindre un pseudo équilibre avec le milieu est d'environ 3 mois (mai – Juillet : période de repos sexuel).
- Les échantillons sont maintenus à une profondeur de huit mètres en mer ouverte sur une bathymétrie comprise entre 10 et 20 m pour des fonds à faible pente

↳ **Mouillages**

Pour l'implantation des moules dans le site commun (site tampon), on utilise la technique "Mouillage RINBIO" proposé par Andral, (2002) pour le réseau intégrateur RINBIO de l'Ifremer, France (Schéma 1). Il s'agit d'un dispositif de subsurface immergé à 6 mètres de la surface pour limiter fortement les forces de traînée.

L'échantillon de 3 kg de moules est stocké dans une poche ostréicole de maille 18 mm de dimension limitée à 0,5 m X 0,35 m. La poche est rigidifiée par deux tubes PVC diamètre 40 mm fendus dans leur longueur et enfilés sur la partie supérieure et inférieure de la poche.

Un flotteur principal de 9 litres fixé au-dessus de la poche assure son maintien à 6 mètres de la surface. La tenue du système au fond est assurée par un lest de 30 kg. Afin d'entraver tous risques de déplacement en dynamique du système une ancre plate de 2 kg est ajoutée au lest. La liaison entre le lest et la poche est réalisée par du cordage polypropylène flottant de diamètre 7 mm.

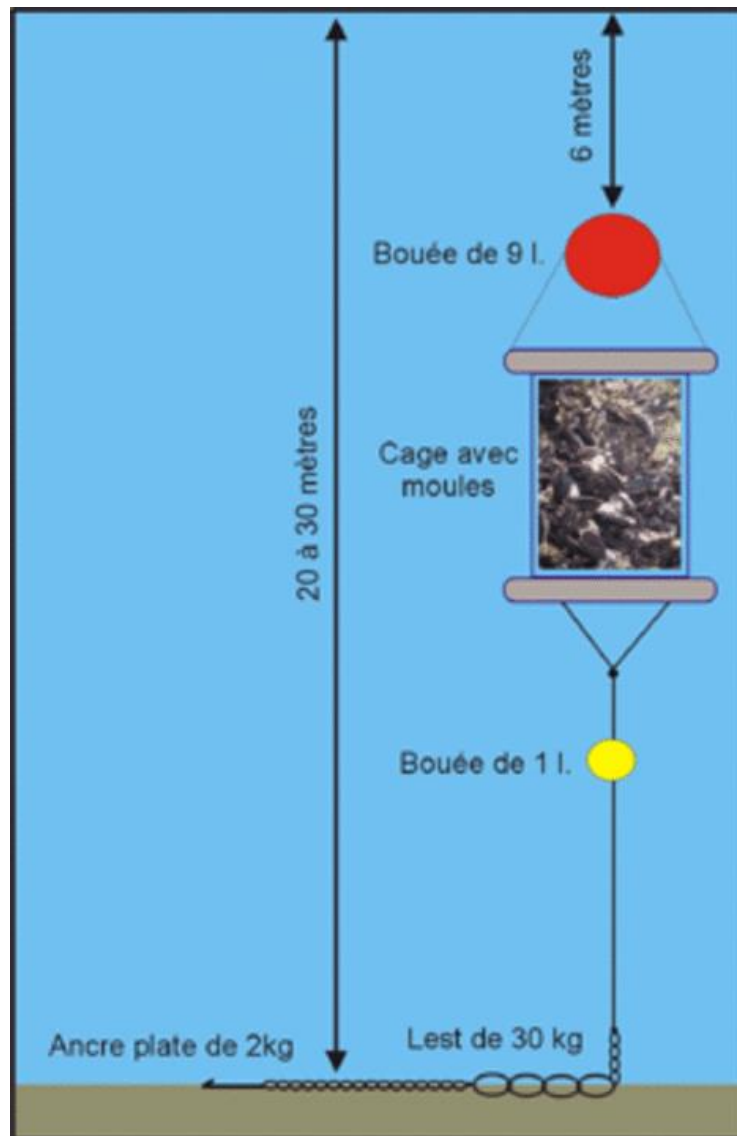


Schéma. 1 : Structure du mouillage RINBIO (Andral, 2002)

↳ Récupération des lots

La récupération des échantillons a lieu en plongée ou par une barge ostréicole qui permet de récupérer les mouillages sans difficultés.

Annexe 2 : concentration de référence des métaux traces dans les échantillons de référence (AIEA-433), (AIEA-MEL-2018-01-ILC) et (PT-IAEA-2013).

Metals	IAEA-433	IAEA-MESL-ILC-TE-SEDIMENT-2018	PT-IAEA-2013
Pb ($\mu\text{g/g}$)	26,00 \pm 2,70	29,9	25,90 \pm 1,00
Cd ($\mu\text{g/g}$)	0,15 \pm 0,03	0,07	0,562 \pm 0,024
Cr ($\mu\text{g/g}$)	136,00 \pm 10,00	65,8	26,0 \pm 1,2
Ni ($\mu\text{g/g}$)	39,40 \pm 3,10	28,5	106 \pm 4
Co ($\mu\text{g/g}$)	12,90 \pm 1,20	12,4	4,64 \pm 0,18
Cu ($\mu\text{g/g}$)	30,80 \pm 2,60	27,5	26,40 \pm 0,90
Zn ($\mu\text{g/g}$)	101,00 \pm 8,00	100	153,00 \pm 6,00
Mn ($\mu\text{g/g}$)	316,00 \pm 16,00	539	328 \pm 14
Fe (mg/g)	40.80 \pm 1.90	34,2	2,539 \pm 0,103

Annexe 3 : Liste des métaux les plus dangereux

Ces métaux sont toutefois nettement toxiques :

L'aluminium **Al** ;

L'antimoine **Sb** ;

Le cadmium **Cd** ;

Le mercure **Hg** ;

Le plomb **Pb**.

[PUBLICATIONS, COMMUNICATIONS NATIONALES ET
INTERNATIONALES]

BIOSURVEILLANCE SAISONNIERE DES METAUX TRACES A TRAVERS LA MOULE *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* DANS LE BASSIN SUD-OUEST MEDITERRANEEN (ALGERIE)

Yassine Guendouzi ^{1*}, Dina Lila Soualili ¹, Mostapha Boulahdid ² and Ben Yahia Boudjellal ²

¹ Laboratoire de physiologie animale appliquée, Département des sciences de la mer, Faculté des sciences de la nature et de la vie, PB. 300, Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem. Algérie. - yacine.guendouzi@gmail.com

² École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), BP 19, campus universitaire de Dely Brahim, Bois des Cars, Alger, Algérie.

Abstract

Ce travail vise à évaluer la qualité des eaux côtières du littoral méditerranéen occidental algérien, en utilisant une approche multi-marqueurs basée sur l'estimation des teneurs en métaux traces (Pb, Zn et Cu) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*. Notre échantillonnage a été effectué dans trois sites au cours d'une année (décembre 2013 – août 2014). Les concentrations en ces métaux ont été déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique. Les résultats révèlent que le niveau de contamination des côtes algériennes par le Cu et le Zn est dans les normes. Par contre, nos résultats montrent que toutes les moules analysées sont contaminées par le Pb (concentrations 2 fois plus élevées que la limite recommandée).

Keywords: Monitoring, Bivalves, Trace elements, Metals, South-Western Mediterranean

Introduction

La présente étude porte sur l'évaluation des variations géographiques et saisonnières de la contamination métallique au niveau de la moule *Mytilus galloprovincialis*. Cette espèce a été sélectionnée pour sa capacité reconnue à bio-concentrer les métaux traces et ses qualités de bioindicateur de contamination métallique [1].

Matériels et méthodes

Zone d'étude, prélèvement et échantillonnage - Les sites de prélèvement sont localisés à Sidi Mejdoub, Willis (Mostaganem) et Bateau cassé (Alger). Dans chaque site, trente individus ont été prélevés à chacune des saisons de l'année : décembre 2013 (automne), février 2014 (hiver), mai 2014 (printemps) et août 2014 (été). Chacun des sites sélectionnés abrite une importante population de moules *Mytilus galloprovincialis*.

Préparation d'échantillons et analyses chimique - Le traitement des échantillons a été réalisé selon la méthode de l'UNEP/IAEA [2]. La teneur en métaux traces a été déterminée par spectrophotométrie d'absorption atomique (Thermo scientific).

L'indice de condition de la moule (IC) a été déterminé en calculant le rapport entre le poids sec des chairs et le poids sec des coquilles [1].

Résultats et discussion

La comparaison des concentrations en plomb mesurées dans les chairs des moules prélevées aux quatre saisons avec les classes de qualité [1], permet de conclure que la concentration moyenne en plomb dans les trois sites dépasse la valeur limite 3,6 ($\mu\text{g/g}$ en poids sec P.S.). Au printemps, les concentrations en Pb dans les moules du site de Sidi Mejdoub augmentent fortement (facteur 2), ce qui pourrait être en relation avec la proximité du Port de Mostaganem (Tab. 1).

Tab. 1. Variation spatio-temporelle des concentrations en Pb, Cu et Zn dans les chairs de la moule *Mytilus galloprovincialis*.

Sites	Métal ($\mu\text{g/g}$) P.S	(2013)		(2014)	
		Automne	Hiver	Printemps	Été
Sidi Mejdoub (Mostaganem)	Pb	12,85 \pm 5,93	10,32 \pm 1,19	24,11 \pm 0,75	12,02 \pm 6,01
	Cu	6,65 \pm 1,10	6,61 \pm 2,05	3,48 \pm 1,69	6,23 \pm 1,93
Willis (Mostaganem)	Zn	151,18 \pm 18,64	156,80 \pm 19,84	263,48 \pm 18,62	178,57 \pm 17,15
	Pb	14,45 \pm 3,61	13,96 \pm 4,47	13,67 \pm 3,69	12,96 \pm 3,76
Bateau cassé (Alger)	Cu	6,83 \pm 1,80	6,59 \pm 1,47	6,46 \pm 1,70	8,93 \pm 1,61
	Zn	196,64 \pm 19,00	176,00 \pm 19,97	224,39 \pm 19,94	196,13 \pm 18,70
Bateau cassé (Alger)	Pb	12,54 \pm 0,89	12,38 \pm 0,89	12,27 \pm 1,17	13,27 \pm 0,78
	Cu	9,47 \pm 1,55	9,35 \pm 1,53	6,36 \pm 1,74	6,27 \pm 1,49
	Zn	146,78 \pm 18,98	174,31 \pm 19,63	209,90 \pm 19,50	105,93 \pm 19,58

Les teneurs en cuivre ne varient pas de façon significative au cours des saisons (entre 6 et 7 $\mu\text{g/g}$ P.S. ; $p > 0,05$) (Tab. 1). Selon les critères des classes de qualités [1], la concentration moyenne en cuivre dans les moules de Sidi Mejdoub est située dans la gamme de sécurité ($< 6,9 \mu\text{g/g}$ P.S.). Par contre, les teneurs en ce métal ont des valeurs élevées ($< 9,4 \mu\text{g/g}$ P.S.) dans les moules de Willis et de Bateau cassé. Les moules ne sont pas considérées être de bons indicateurs de la contamination par le cuivre. En effet, ce métal est un élément clé du métabolisme des moules et ses teneurs internes sont fortement

contrôlés par ces organismes [3, 4]. Toutefois les valeurs élevées mesurées à Willis et à Bateau cassé semblent témoigner d'une contamination du milieu [5]. Par comparaison avec les classes de qualités [1] on conclut que la concentration moyenne en zinc dans les chairs des moules provenant de Sidi Mejdoub et de Bateau cassé est située dans la gamme de référence ($< 191 \mu\text{g/g}$ P.S.). Par contre, les teneurs de zinc dans les moules provenant de Willis, ont des concentrations reflétant la gamme de sécurité. Il a également été observé que l'IC a un effet de dilution uniquement sur la concentration en Zn dans les chairs des moules (la diminution de l'IC se traduit par une augmentation des teneurs en Zn ; Fig. 1).

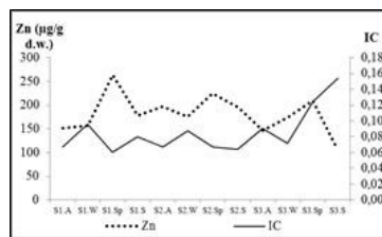


Fig. 1. Variation spatiale du Zn avec l'indice de condition chez la moule *Mytilus galloprovincialis*.

Conclusion

Nos résultats montrent que toutes les moules analysées sont contaminées par le Plomb. Par contre, *M. galloprovincialis* contrôle fortement son contenu en Cuivre. Les concentrations en Zinc sont quant à elles inférieures au seuil de sécurité.

References

- Kantin R., Pergent-Martini C., 2007. Monitoring de la qualité des eaux et de l'environnement marin - Rapport final - Région Corse. Ifremer publ., La Seyne : 1-222.
- UNEP/IAEA, 1986. Determination of total chromium in marine sediments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°38, UNEP.
- Alzieu C., Abarnou A., Bassoullet A., Boutier B., 1999. Dragage et environnement marin : Etats des connaissances. Plouane : Edition Ifremer. 223p.
- RNO, (1995). Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 1995. Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 32 p.
- Andral B., Tomasino C., 2010. Réseau Intégrateurs Biologiques : résultats de la campagne 2009. RINBIO/RST.DOP/LER-PAC/10-15. Nov. 2010, 88 p.



Biological Indices and Monitoring of Trace Metals in the Mussel from the Southwestern Mediterranean (Algeria): Seasonal and Geographical Variations

Yassine Guendouzi^{1,2,3} · Dina Lila Soualili^{1,4} · Mostefa Boulahdid⁵ · Benyahia Boudjellal⁵

Received: 12 January 2017 / Published online: 28 August 2017
© Springer International Publishing AG 2017

Abstract This study aims to evaluate the quality of coastal Southwestern Mediterranean: sea of Algeria. The study consist on a monitoring seasonal changes in biological indices (biometric and physiological) and observing the bioaccumulation of trace metals (Pb, Cu and Zn) in the flesh of mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). The availability of trace metals in the sediment was determined annually, when the disturbance of the environment was minimal. Exception of the sediment which has a single summer sampling, the sampling of batch of thirty (30) individuals of mussels was collected at each site “Sidi Mejdoub” and “Willis” (Mostaganem:

western region) and “Bateau cassé” (Algiers: center region), seasonally: November 2013 (autumn), February 2014 (winter), May 2014 (spring) and August 2014 (summer). The concentration of these metals has been determined by Atomic Absorption Spectrometry. The contamination index of sediments show that does not present high levels of metals in sediment, the trace metals studies in the site of “Willis” is more available than the other sites. The seasonal changes of the biometric and physiological indices on the mussel shows good growth of these species in “bateau cassé”, unlike the other samples taken from the two other sites. The levels of trace metals reveals that the level of copper and zinc is in the references. However, all the analyzed mussels are contaminated by lead: (Concentrations twice higher than the recommended limit).

✉ Yassine Guendouzi
yassine.guendouzi@gmail.com; yassine.guendouzi@univ-mosta.dz

Dina Lila Soualili
soualilid@yahoo.fr

Mostefa Boulahdid
mostefaboulahdid@hotmail.com

Benyahia Boudjellal
boudjben@yahoo.fr

Keywords Metal pollution · Algeria · Sediment · *Mytilus galloprovincialis* · Condition index

Introduction

Trace metals are a major anthropogenic contaminant of coastal waters because of their toxicity, their persistence, their difficult biodegradability and their tendency to concentrate in aquatic organisms (Lafabrie et al. 2008). Their inputs include urban run-off, industrial effluents, mining operations and atmospheric depositions and may be in particulate or dissolved forms (Sunlu 2006).

In the Algerian coastal, the increase in the human population and industrial development represent a major source of chemical contamination for the aquatic environment (Guendouzi et al. 2017; Rouane-Hacene et al. 2017; Taleb et al. 2009). The west coast areas suffer from high levels of urban and industrial pollution, a contamination by trace metals

¹ Faculté des sciences de la nature et de la vie, Université Abed El Hamid Ibn Badis-Mostaganem, BP 300 Avenue Hossine Hamadou, 27000 Mostaganem, Algérie

² Laboratoire National de Contrôle et d'Analyse des Produits de la Pêche et de l'Aquaculture et de la Salubrité des Milieux, Rue Colbert, El-Djamila ex. La Madrague, Ain Benian, Algérie

³ City 18 Février. BT. 10, N° 05. Hadjout, 42201 Tipasa, Algeria

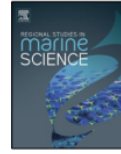
⁴ Cité des 296 logements, Bâtiment E 24, Tidjdit, 27000 Mostaganem, Algérie

⁵ Laboratoire Ecosystèmes Marins et Littoraux, École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ENSSMAL), BP 19, Campus universitaire de Dely Ibrahim, Bois des cars, 16320 Dely Ibrahim, Alger, Algérie



Contents lists available at ScienceDirect

Regional Studies in Marine Science

journal homepage: www.elsevier.com/locate/rsma

Seasonal variation in bioavailability of trace metals in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) from Algerian coastal waters: Effect of physiological indices



Yassine Guendouzi^{a,b,*}, Dina Lila Soualili^a, Mostefa Boulahdid^c, Meriem Boudjenoun^b, Karim Mezali^a

^a Department of Marine Sciences and Aquaculture, Faculty of Natural Sciences and Life, Abdelhamid Ibn Badis University of Mostaganem, 27000, PO Box 300, Algeria

^b National Laboratory of Control and Analysis of the Fishery Products, Aquaculture and Environment Safety, El djamilia, 16202, Ain Benian, Algiers (Street Colbert, La Madrague, Ain Benian), Algeria

^c National School of Marine Sciences and Coastal Management, Po Box 19, University Campus, Dely Ibrahim, Bois Des Cars (16320), Algeria

HIGHLIGHTS

- Bioaccumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in *P. lividus* from the coast of Algeria.
- The dilution effect of the gonad index on the content of trace metals in gonads.
- Adjustment of the concentrations of contaminants to eliminate the biological effects.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 23 February 2017

Received in revised form 8 May 2017

Accepted 17 May 2017

Available online 2 June 2017

Keywords:

Biomonitoring
Sea urchin
Trace metals
Gonad index
Southwestern Mediterranean

ABSTRACT

The goal of the present work was to assess the quality of Algerian coastal waters. It is based on the seasonal biomonitoring of the variation of the lead, cadmium, copper and zinc, through the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1819) collected at selected stations along the Algerian coast. The samples were collected continuously from 2013 (November) to 2014 (February, August, and November) at three sites: "Sidi Mejdoub", "Willis" (Mostaganem) and "Bateau cassé" (Algiers), seasonally. Individuals of *P. lividus* were collected by snorkeling at the depths of 1–2 m. The obtained results showed that the physiological indices (gonad index) is influenced by the factor "Location" i.e. site; with a dominance of female sex. The level of metallic contamination does not present high levels. The dilution effect of the gonad index on the content of trace metals was noted. This influence requires adjusting the raw detected concentrations. The so called adjusted concentrations are freed of the physiology of the sea urchin, and the availability of trophic resources, which can therefore be compared with different sites.

© 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The marine pollution from land-based sources, affects the quality of the coastal ecosystems, and represents a serious threat to the human health. This effect represents one of the Mediterranean major economic concerns. That is why we must control

the levels of pollutants in the coastal areas, through monitoring networks such as the CIESM Mediterranean Mussel Watch program, where most of the fishing and aquaculture activities are performed (Rodríguez y Baena and Thébault, 2006). The echinoid *P. lividus* is frequently used as bioindicator of the metallic contamination of coastal ecosystems (Augier et al., 1989; Warnau et al., 1995b; Soualili et al., 2008; Guendouzi et al., 2015). Geographical and seasonal bioavailability of trace metals assessment are necessary to know and to follow the fluctuations of the metal at the level of the bioindicator, before evaluating the effect of these metal loads increased on it (Fowler and Oregioni, 1976). The contents of the metallic contaminants detected in the gonads of the sea urchin *Paracentrotus lividus*, inform us only about the levels of bioaccumulation. The raw signal obtained by the direct

* Correspondence to: National Laboratory of Control and Analysis of the Fishery Products, Aquaculture and Environment Safety, El djamilia, 16202, Ain Benian, Algiers, Algeria.

E-mail addresses: yacine.guendouzi@gmail.com, yassine.guendouzi@univ-mosta.dz (Y. Guendouzi), soualilid@yahoo.fr (D.L. Soualili), mostefaboulahdid@hotmail.com (M. Boulahdid), merieboudj@hotmail.fr (M. Boudjenoun), Karimmezali14@gmail.com, karim.mezali@univ-mosta.dz (K. Mezali).



Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Baseline

Environmental and human health risk assessment of trace metals in the mussel ecosystem from the Southwestern Mediterranean

Yassine Guendouzi^{a,*}, Dina Lila Soualili^b, Scott W. Fowler^{c,1}, Mostefa Boulahdid^d^a Department of Natural Sciences and Life, Sciences Institute, Tipaza University Center, Ouade Merzouk 42000, Tipaza, Algeria^b Department of Marine Sciences and Aquaculture, Faculty of Natural Sciences and Life, Abdelhamid Ibn Badis University, PO Box 300, Mostaganem 27000, Algeria^c School of Marine and Atmospheric Sciences, Stony Brook University, Stony Brook, NY 11794-5000, USA^d National School of Marine Sciences and Coastal Management, Po Box 19, University Campus, Dely Ibrahim 16320, Algeria

ARTICLE INFO

Keywords:

Mytilus galloprovincialis
Environmental monitoring
Metal bioavailability
Bioconcentration factor
Health risk assessment

ABSTRACT

This study evaluates the geographical distribution of Pb, Cd, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mn and Fe in wild mussels *Mytilus galloprovincialis* as well as in associated suspended particulate matter (SPM) and sediments from the Algerian coast. The bioaccumulation (metal concentrations in tissue), bioavailability (metal indices) and bioconcentration of trace metals from the adjacent environment were assessed. The computed pollution load index (PLI) indicates that the sediments are not polluted by these metals, except for Zn which shows a moderate level of contamination. All the metals in SPM samples are in a 'safe range' with respect to the computed degree of contamination (DC < 2). The target hazard quotients (THQ) and the hazard index (HI) values indicate a risk level with Fe. However, the Cr measured in mussels is considered 'extreme', according to the consumption rate limit for mussels (CR_{lim}) which limits their consumption to 0.5 kg/day.

Trace metals are a major anthropogenic contaminant in coastal waters because of their toxicity, their persistence, their difficulty in biodegrading and their tendency to concentrate in aquatic organisms (Lafabrie et al., 2007). Trace elements are generally classified as 'essential': copper, zinc, iron, manganese; 'probably essential': nickel, vanadium, cobalt; and 'potentially toxic' arsenic, cadmium, lead, mercury (Gobert et al., 2017).

Coastal cities have often been identified as hot spots for several types of pollution. Algeria's population has increased by 95% over the last thirty years, from 22 million inhabitants in 1985 to 40.4 million in 2015. Worsening conditions can be observed along large sections of the coast, particularly in the gulfs close to the biggest agglomerations (45% of the population) such as Algiers, Oran and Annaba, and near the industrial and harbor zones of Arzew, Bejaia, Ghazaouet and Skikda. In the Algerian coastal zone, domestic and untreated industrial wastewater effluents represent a major source of chemical contamination for the local aquatic environment (Inal et al., 2018).

The mussel (*Mytilus galloprovincialis*) found along the Algerian coast would appear to be a good bioindicator of trace metals, since they exhibit a broad set of major criteria for successful biomonitoring (Cossa, 1988; Fowler, 1990; Phillips, 1980), and more importantly they are consumed by humans with the associated risk of contaminant food

chain transfer on population health (Zhelyazkov et al., 2018).

The main objectives of mussel monitoring are to follow long term trends, identification of pollution hotspots and to assess the effectiveness of regulatory measures taken to improve water and sediment quality (Besada et al., 2014). In this context, and to the best of our knowledge, only a limited number of punctual biomonitoring studies have been conducted during the last twenty years along the Algerian coast (Andral et al., 2011; Belabed et al., 2013; Benedicto et al., 2011; Benzaoui et al., 2015; Boudjellal et al., 1998; Guendouzi et al., 2018; Rouane-Hacene et al., 2015; Taleb and Boutiba, 2007). However, most of these studies were generally limited to the use of a single approach such as either the analyses of contaminants in environmental matrices or the monitoring of biomarkers.

Sediments are used as sample material to assess marine pollutant levels and distributions (Tessier et al., 2011). Furthermore, sediment resuspension and scavenging are the key natural processes that strongly affect the biogeochemical cycles of many trace elements in the ocean water column (Dang et al., 2015). The suspended particulate matter (SPM) is considered a source of food for mussels (Utting and Millican, 1997) and has been proposed as a possible reason for the seasonal maxima in metal levels observed in mussels during the spring period of high run-off and consequent sediment resuspension in the NW

* Corresponding author.

E-mail address: guendouzi.yacine@cu-tipaza.dz (Y. Guendouzi).¹ Present address: Institute Bobby, 8 Allée des Orangers, Cap d'Ail 06320, France.<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110820>Received 29 October 2019; Received in revised form 1 December 2019; Accepted 10 December 2019
0025-326X/© 2019 Elsevier Ltd. All rights reserved.

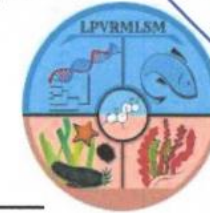


Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Laboratoire de Protection, Valorisation des Ressources Marines
et Littorales et Systématique Moléculaire



Attestation de Participation

Le comité scientifique de la Journée d'Etude sur l'Evaluation et la Valorisation des
Ressources Marines Littorales (JEEVRML), qui s'est déroulée le 09 juin 2019 à
Mostaganem, atteste que M. /M^{me}/M^{lle}

GUENDOZI Yassine a présenté une **Communication Orale** intitulée :

« **La moule *Mytilus galloprovincialis* : Apport nutritionnel et bio-indication de la
contamination par les radionucléides dans le milieu marin "Bassin Algérien" »** »

Co-auteurs : SOUALILI D. L., BOULAHIDID M., NOUREDDINE A.E.K., EDDALIA N.

Présidente du Comité Scientifique

Pr. SOUALILI Dina Lila



Président du Comité d'Organisation

Pr. MEZALI Karim

السيد: مزالي كريم
مدير مختبر بحث
"حماية، تنمية و التصريف الجزيئي للموارد
البحرية الساحلية"



Certificate of Contribution

Springer, part of Springer Nature, wishes to express its appreciation to

Yassine Guendouzi

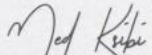
for their **oral communication** at the 2nd Euro-Mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI), held in Sousse, Tunisia on 10–13 October 2019, and for the **paper they contributed** to the conference proceedings published by Springer.

(Paper number 72) The mussel *Mytilus galloprovincialis*: nutritional quality and bioindicator of availability of radionuclides in the marine environment (Algerian basin)

Author(s): Yassine Guendouzi, Dina Lila Soualili, Mostefa Boulahdid, Nabila Eddalia, Meriem Boudjenoun, Abdelkader Noureddine



Springer MENA Program
Dr. Nabil Khélifi, Senior Editor



EMCEI General Chair
Prof. Dr. Mohamed Ksibi



**2ND EURO-MEDITERRANEAN CONFERENCE
FOR ENVIRONMENTAL INTEGRATION**
10–13 OCTOBER 2019, SOUSSE, TUNISIA
www.emcei.net



Ministry of Higher Education And Scientific Research
University Abdelhamid Ibn Badis - Mostaganem
Faculty of Nature and Life Sciences



ATTESTATION DE PARTICIPATION

Le comité d'organisation des IX^{èmes} Journées Nationales des Sciences de la Nature et de la Vie qui se sont déroulées les 6 et 7 Novembre 2019 à Mostaganem, Atteste que :

Mme, Mlle, M. **Yassine Guendouzi** a participé aux **JNSNV 2019** avec une communication orale intitulée :
"La moule Mytilus galloprovincialis : apport nutritionnel et bioindication de la disponibilité des radionucléides dans le milieu marin (Bassin algérien)".

avec comme co-auteurs : Dina Lila Soualili, Mostefa Boulahdid, Abdelkader Noureddine et Nabila Eddalia

Pr. Dina Lila SOUALILI
DOYENNE DE LA FACULTE


السيدة: صواليلي دينة ليلي (ز) مذيالى
البيطرة
البيطرة



Pr. Mohamed GHAFFOUR
PRESIDENT DU COMITE
D'ORGANISATION


السيد: غفور محمد
ابن عميد مكلف بالبعد التدرج
البحث العلمي و العلاقات الخارجية
بالتيسابلية

