

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE ABOU BEKR BELKAID, TLEMCEN.
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET SCIENCES DE LA TERRE ET DE
L'UNIVERS
DEPARTEMENT D'ECOLOGIE et ENVIRONNEMENT



Laboratoire de recherche : « Valorisation des actions de l'Homme pour la protection de
l'environnement et application en santé publique (VAHPEASP) »

تأمين نشاطات الإنسان من أجل حماية
البيئة و التطبيق في الصحة العمومية
Laboratoire de recherche n°10
VAHPEASP



THESE

En vue de l'obtention du diplôme de **Doctorat LMD**

Filière : *Sciences Biologiques*

Spécialité : *Ecologie animale*

Présentée par : Mr **OMAR BELKHEIR Mohammed Salim**

THEME

**Utilisation du mollusque céphalopode *Octopus vulgaris* (Cuvier
,1797) pêché dans les ports de l'extrême ouest algérien, pour
l'évaluation de l'impact anthropogénique par les métaux lourds**

Soutenue le :

devant le jury composé de :

Président :	Mr. Bouchikhi Tani Zoheir	Professeur	Université de Tlemcen
Directrice de Thèse :	Mme.Benguadda-Rahal Wacila	M.C.A	Université de Tlemcen
Co-Directrice de Thèse :	Mme.Aouar Ammaria	Professeur	Université de Tlemcen
Examineurs :	Mr. Bendimerad Med Amine	M.C.A	Université de Tlemcen
	Mme.Belhoucine Fatma	Professeur	Université d'Oran (USTO)
	Mme.Borsali Sofia	M.C.A	Université de Mostaganem

Année Universitaire 2023/2024

Remerciements

Avant tous je remercie ALLAH tout puissant qui m'a permis d'achever ce travail. Je ressens aussi bien la joie que le devoir de remercier tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement de cette thèse.

Ce travail a été élaboré dans le Laboratoire * Valorisation des Actions de l'Homme pour la Protection de l'Environnement et Application en Santé Publique*,équipe *Dysfonctionnement des zones marines et saumâtres*,Département d'Ecologie et Environnement,faculté SNV-STU,Université de Tlemcen, c'est avec un immense plaisir que j'exprime tout d'abord toute ma reconnaissance ainsi que ma profonde gratitude à ma Directrice de thèse Mme **W.Benguedda-Rahal**, Maître de conférences (Département Ecologie & environnement, Univ. Tlemcen) pour la confiance qu'elle m'a témoignée, la liberté qu'elle m'a accordée et les conseils qu'elle m'a prodigués ainsi que d'avoir été patiente et compréhensive durant ces années.

J'adresse un remerciement également à ma co-directrice de thèse Mme le Professeur **A.Aouar Metri**,pour tout son dévouement lors de mon encadrement.

Je tiens à exprimer chaleureusement mes remerciements aux membres du jury, qui ont accepté d'évaluer cette thèse.

C'est avec un grand plaisir que, j'adresse mes sincères remerciements à l'égard de Mr **Z.Bouchikhi Tani**, Professeur à l'université de Tlemcen,pour l'honneur qu'il me fait en acceptant la présidence du jury. Je vous adresse toute ma gratitude. En outre, Je tiens aussi à vous exprimer mes respectueux remerciements.

Un grand merci également à Mr **M.A. Bendimerad**, Maitre de conférences à l'Université de Tlemcen d'avoir accepté d'examiner ce travail. Je lui exprime toute ma reconnaissance et ma gratitude pour s'être intéressé à mon travail et pour avoir accepté de l'examiner en siégeant au sein de ce jury.

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à Madame **F. Belhocine**, professeur à l'Université d'Oran, (USTO) pour avoir bien voulu prendre part à ce jury. L'occasion m'est offerte pour la remercier et lui témoigner toute ma gratitude.

Mes vifs remerciements vont également à Mme **S.BORSALI**, Maitre de conférences à l'Université de Mostaganem, d'avoir accepté de juger ce travail et de participer à ce jury. Je lui témoigne toute ma considération et ma gratitude.

Je voudrai aussi exprimer ma gratitude à toutes les personnes qui ont eu l'amabilité de m'aider pour réaliser ce travail, je pense particulièrement à :

- Professeur A. Sidi Yekhllef, université de Tlemcen pour m'avoir guidé et conseillé pour le traitement statistique des données.
- Mr Taleb Zoheir ingénieur du laboratoite Toxico-med, université de Tlemcen.
- Les ingénieurs du laboratoire : Salima Dahaoui, Khadidja Dali youcef et Bénali Benmoussat

Dédicaces

Je dédie ce travail :

A l'être qui m'est le plus cher au monde ; ma

Mère.

*A toi douce maman, pour tout l'amour et le
courage un très grand honneur pour moi de te
dédier cette thèse.*

*A ma Chère Epouse qui n'a pas hésité à m'encourager et a pris sur elle le temps
et la patience afin de me pousser toujours vers l'avant.*

A mes Petites adorables : FERIEL & HANAA

A mes Chères Sœurs

A mon Cher Frère et à toute ma Famille.

Salim

إلى روح أبي، أهدي هذه الثمرة التي لا تضاهي شيئاً من
جميعك وأدعوا الله الرحيم الحليم أن يجعلها صدقة جارية
تصل إليك، وأدعو لك الرحمة والمغفرة إلى أن يجمعنا رب
العباد في الجنة إن شاء الله.

ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى تحديد التراكم الحيوي للمعادن الثقيلة في أعضاء مختلفة (قلوب الخياشيم، الغدة الهضمية، الوشاح) للرخويات الرأسية الأرجل *Octopus vulgaris* (كوفيه، 1797) في موقعين مينائيين على ساحل أقصى الغرب الجزائري، وهما الغزوات وبني صاف، اللذين تم اختيارهما كمصدر مهم للتصريف. تم قياس العناصر مثل النحاس والزنك والكاديوم والرصاص باستخدام قياس طيف الامتصاص الذري باللهب. تم توزيع العينات الشهرية على مدى سنة واحدة من يناير 2018 إلى ديسمبر 2018 في الموقعين. ومع ذلك، فإن المعادن المطلوبة قدمت توجّهًا عضويًا للأعضاء. علاوة على ذلك، فإن استخدام الاختبارات الإحصائية مكّن من الكشف عن وجود تأثير *عضوي* فيما يتعلق بمتوسط مستويات النحاس والكاديوم والرصاص. ومن ناحية أخرى، لم نعثّر على تأثير *العضو* ملاحظ في موقعي أخذ عينات الزنك. من حيث التباين المكاني، يوضح اختبار الطالب التجانس في توزيع الزنك من موقع إلى آخر للقلوب الخيشومية.

ومن ناحية أخرى، فإن تأثير *الموقع* ملحوظ جدًا من حيث تركيز النحاس والكاديوم والرصاص. علاوة على ذلك، فإن الوشاح لا يتراكم النحاس والزنك والرصاص بنفس الطريقة بين الموقعين. من ناحية أخرى، يقدم هذا العضو الصالح للأكل نفس مستويات الكاديوم تقريبًا في موقعي أخذ العينات. أما بالنسبة للغدة الهضمية فهي ظاهرة معاكسة. من ناحية أخرى، تعكس المستويات العالية لتراكيز المعادن غير الأساسية (الكاديوم والرصاص) تلوّثًا معينًا في موقعي أخذ العينات (الغزوات وبني صاف). أظهر رصد تركيزات المعادن في أعضاء الأخطبوط الشائع اختلافات موسمية بين المواقع اعتمادًا على المعدن المدروس.

تمت الموافقة على الخصوصية الكيميائية لكل عضو من خلال تطبيق PCA والإسقاطات الهرمية

الكلمات المفتاحية: الأخطبوط الشائع، غزوات بني صاف، المعادن الثقيلة، القلوب الخيشومية، الغدة الهضمية، الوشاح

Résumé

Cette étude vise à déterminer la bioaccumulation des métaux lourds dans divers organes (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) d'un mollusque céphalopode *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) dans deux sites portuaires du littoral de l'extrême ouest algérien, à savoir Ghazaouet et Béni-Saf, choisies comme importants sites de rejets. Des éléments tels que Cu, Zn, Cd et Pb ont été dosés en utilisant Spectrophotométrie d'Absorption Atomique à flamme. Un échantillonnage mensuel s'est étalé sur une période d'une année de janvier 2018 à décembre 2018 au niveau des deux sites.

Les métaux recherchés ont présenté un organotropisme pour les organes. Par ailleurs, l'utilisation des tests statistiques a permis de révéler l'existence d'un effet *organe* concernant les teneurs moyennes en cuivre, cadmium et plomb. Par contre, nous n'avons pas trouvé un effet *organe* observé dans les deux sites d'échantillonnages pour le zinc. Sur le plan variabilité spatiale le Test Student, démontre une homogénéité dans la répartition du zinc d'un site à un autre pour les cœurs branchiaux. Par contre l'effet *site* est très marqué quant à la concentration du cuivre, cadmium et plomb. Par ailleurs, le manteau, quant à lui, n'accumule pas le cuivre, le zinc et le plomb de la même manière entre les deux sites. En revanche, cet organe comestible présente sensiblement les mêmes taux en cadmium dans les deux sites d'échantillonnage. Pour la glande digestive le phénomène est inversé.

D'autre part, les niveaux élevés de concentrations des métaux non essentiels (cadmium et plomb) traduisent une pollution certaine des deux sites d'échantillonnages (Ghazaouet et Béni saf)

Le suivi des concentrations métalliques au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* a montré des variations saisonnières inter-sites selon le métal étudié.

La spécificité chimique de chaque organe a été approuvée par l'application de l'APC et de projections hiérarchisées

Mots clés : *Octopus vulgaris*, Ghazaouet Beni saf, Métaux lourds, Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau.

Abstract

This study aims to determine the bioaccumulation of heavy metals in various organs (gill hearts, digestive gland, mantle) of a cephalopod mollusk *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) in two port sites on the coast of the far west of Algeria, namely Ghazaouet and Béni-Saf, chosen as important discharge sites. Elements such as Cu, Zn, Cd and Pb were measured using flame Atomic Absorption Spectrophotometry. Monthly sampling was spread over a period of one year from January 2018 to December 2018 at the two sites.

However, the metals sought presented an organotropism for the organs. Furthermore, the use of statistical tests made it possible to reveal the existence of an *organ* effect concerning the average levels of copper, cadmium and lead. On the other hand, we did not find an *organ* effect observed in the two sampling sites for zinc. In terms of spatial variability, the Student Test demonstrates homogeneity in the distribution of zinc from one site to another for the branchial hearts. On the other hand, the *site* effect is very marked in terms of the concentration of copper, cadmium and lead. Furthermore, the mantle does not accumulate copper, zinc and lead in the same way between the two sites. On the other hand, this edible organ presents approximately the same cadmium levels in the two sampling sites. For the digestive gland it is the opposite phenomenon.

On the other hand, the high levels of concentrations of non-essential metals (cadmium and lead) reflect certain pollution of the two sampling sites (Ghazaouet and Béni saf).

Monitoring of metal concentrations in the organs of *Octopus vulgaris* showed seasonal variations between sites depending on the metal studied.

The chemical specificity of each organ was approved by the application of PCA and hierarchical projections

Keywords : *Octopus vulgaris*, Ghazaouet Beni saf, Heavy metals, Branchial hearts, digestive gland, mantle.

Table des matières

<i>Introduction générale</i>	1
------------------------------------	---

CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

<i>I.1 Généralités sur les métaux lourds</i>	5
I.1.1 Définition	6
I.1.2 Les métaux essentiels	7
I.1.3 Les métaux non-essentiels (métaux toxiques).....	7
I.1.3 Caractéristiques générales des éléments traces étudiés	9
I.1.3.1 Cadmium.....	9
I.1.3.1.1 Sources.....	10
I.1.3.1.2 Toxicité.....	11
I.1.3.2 Plomb	12
I.1.3.2.1 Source	13
I.1.3.2.2 Toxicité.....	13
I.1.3.3 Zinc.....	14
I.1.3.3.1 Sources.....	15
I.1.3.3.2 Toxicité.....	16
I.1.3.4 Cuivre	16
I.1.3.4.1 Sources.....	17
I.1.3.4.2 Toxicité.....	18
I.1.4 Présence naturelle et sources anthropiques	20
I.1.5 Toxicité et Persistance des métaux lourds	22
I.1.6 Distribution et devenir des métaux dans les écosystèmes marins	26
I.1.7 Mécanismes de fixation des métaux	28
I.1.7.1 Les bioindicateurs	28
I.1.7.2 Assimilation	30
I.1.7.3 la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration.....	31
I.1.7.4 La bioaccumulation entre individus, ou bioamplification	32
I.1.8 La biodisponibilité des métaux traces dans les écosystèmes aquatiques	32
<i>I.2 Matériel biologique</i>	33
I.2.1 Généralités sur les céphalopodes	35
I.2.2 Présentation de l'espèce étudiée : <i>Octopus vulgaris</i>	37
I.2.2.1 Position systématique.....	40

I.2.2.2 Ecologie	42
I.2.2.2.1 Habitats et aire de répartition spatiale	42
I.2.2.2.2 Déplacement	43
I.2.2.2.3 Activité écologique.....	43
I.2.2.3 Importance commerciale	44
I.2.2.4 Biologie.....	47
I.2.2.4.1 Reproduction	47
I.2.2.4.2 Proies, prédateurs et défense contre les prédateurs	49
I.2.2.4.3 La croissance.....	52
I.2.2.4.4 La respiration	52
I.2.2.4.7 Pathologies, maladies, parasites	53
I.2.2.4.8 Sénescence et mort	53

CHAPITRE II : PRESENTATION DES SITES D'ETUDE

II-1 Généralités	55
II.2 Présentation des zones d'étude.....	58
II-2-1 Le site de Ghazaouet.....	58
II.2.1.1 Pollution du port	60
II.2.1.2 Tissu industriel	61
II.2.2 Le site de Béni-Saf.....	63
II.2.2.1 Pollution du port	65
II.2.2.2 Tissu industriel de Béni-Saf.....	66

CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES

III.1 Choix des sites d'échantillonnages	67
III.2 Le choix des métaux lourds.....	68
III.3 Choix et intérêt de l'espèce.....	68
III.4 Stratégie d'échantillonnage du matériel biologique.....	69
III.5 Travail au laboratoire	70
III.5.1 Mensurations et pesées.....	70
III.5.2 Dissection	70
III.6 Analyse chimique.....	71
III.6.1 Minéralisation des échantillons.....	71
III.6.2 Minéralisation par voie sèche	71
III.6.2.1 Séchage à l'étuve	72
III.6.2.2 Réduction en cendres.....	72
III.6.2.3 Filtration et mise en solution.....	72

III.6.3 Dosage des métaux lourds	73
III.6.3.1 Principe	73
III.6.3.2 Etalonnage	74
III.7 Calcul et expression des résultats.....	74
III.8 Traitement statistique.....	75
III.8.1 Description des données.....	75
III.8.2 Comparaison de moyennes : Test de Student et ANOVA	75
III.8.2.1 Test T de Student	75
III.8.2.2 Test ANOVA.....	75
III.8.3 Analyses multivariées	76

CHAPITRE VI : RESULTATS ET DISCUSSION

IV.1 Etude de variabilité.....	78
IV.1.1 Variabilité inter-organe.....	78
IV.1.1.1 Comparaison de la distribution des teneurs métalliques moyennes entre les organes d' <i>Octopus vulgaris</i> au niveau des deux sites d'échantillonnage (Ghazaouet et Beni saf).....	78
IV.1.1.1.1 Ghazaouet.....	78
IV.1.1.1.2 Beni saf	82
IV.1.2 Variabilité inter- site	85
IV.1.2.1 Comparaison de la distribution des teneurs métalliques moyennes entre sites chez <i>Octopus vulgaris</i>	85
IV.1.2.1.1 Cœurs branchiaux.....	86
IV.1.2.1.2 Glande digestive.....	89
IV.1.2.1.3 Manteau	91
IV.2 Etude des variations des concentrations métalliques chez <i>Octopus vulgaris</i> en fonction des saisons.....	94
IV.2.1 Cœurs branchiaux.....	94
IV.2.2 Glande digestive.....	97
IV.2.3 Manteau	101
IV.3 Analyse en Composante Principale (ACP).....	105
IV.3.1 ACP appliquée en contexte saisonnier hivernal	105
IV.3.2 ACP appliquée en contexte saisonnier printanier	107
IV.3.3 ACP appliquée en contexte saisonnier estivale.....	109
IV.3.4 ACP appliquée en contexte saisonnier automnale.....	111
IV.3.5 ACP appliquée en contexte saisonnier global	113
IV.4 Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variation interorganes.....	115
Discussion des résultats.....	117

CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	141
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	151
ANNEXES.....	188

Liste des tableaux

Tableau I.1 :Tableau périodique des élément	6
Tableau I.2 :Propriété physico-chimiques du cadmium	10
Tableau I.3 :Propriétés physico-chimiques du plomb	12
Tableau I.4 :Propriétés physico-chimiques du zinc	15
Tableau I.5 :Propriétés physico-chimiques du cuivre	17
Tableau I.6 :Propriétés physico-chimiques des métaux étudiés	19
Tableau I.7 :Exemples de sources de pollution naturelles et anthropiques par les métaux	21
Tableau I.8 :La systématique du poulpe <i>Octopus vulgaris</i>	41
Tableau I.9 :Tailles minimales marchandes de quelques principales espèce de la méditerranée	46
Tableau I.10 :Prédateurs potentiels du poulpe	51
Tableau II.1 :Les pricipales unités industrielles de la région de Ghazaouet	62
Tableau II.2 :Quantité des déchets spéciaux dangereux générés par Alzinc en T/an	63
Tableau III.1 :Les limites de détection des différents métaux dosés au spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme	74
Tableau IV.1 :Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu,Zn,Cd,Pb) entre les organes d' <i>Octopus vulgaris</i> péchés au niveau du port de Ghazaouet exprimées en mg/kg de poids sec	78
Tableau IV.2 :Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu,Zn,Cd,Pb) entre les organes d' <i>Octopus vulgaris</i> péchés au niveau du port de Béni saf niveau du port de Béni saf exprimées en mg/kg de poids sec	81
Tableau IV.3 :Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu,Zn,Cd,Pb) entre les deux sites (Ghazaouet et Béni saf) pour les cœurs branchiaux d' <i>Octopus vulgaris</i> exprimées en mg/kg de poids sec	85
Tableau IV.4 :Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu,Zn,Cd,Pb) entre les deux sites (Ghazaouet et Béni saf) pour la glande digestive d' <i>Octopus vulgaris</i> exprimées en mg/kg de poids sec	88

Tableau IV.5 :Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu,Zn,Cd,Pb) entre les deux sites (Ghazaouet et Béni saf) pour le manteau d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec **90**

Tableau IV.6 :Variation saisonnière de concentrations moyennes en (Cu,Zn,Cd,Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf) **93**

Tableau IV.7 :Variation saisonnière de concentrations moyennes en (Cu,Zn,Cd,Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf) **97**

Tableau IV.8 :Variation saisonnière de concentrations moyennes en (Cu,Zn,Cd,Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans le manteau d'*Octopus vulgaris* capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf) **100**

Liste des figures

Figure I.1 : Représentation schématique des éléments essentiels et non essentiels et les éléments à l'état de traces et abondants	8
Figure I.2 : Sources et cheminement de la pollution marine	22
Figure I.3 : Impact de la concentration en élément essentiel (A) ou non essentiel (B) sur l'activité ou la croissance d'un organisme	24
Figure I.4 : Les effets des contaminants chimiques sur les différents niveaux d'organisation biologique	25
Figure I.5 : Présence de la matière organique et interactions entre les différents compartiments au sein du milieu aquatique	26
Figure I.6 : Comportement d'un ion métallique dans l'écosystème	27
Figure I.7 : Description schématique du cycle des éléments traces dans l'environnement	28
Figure I.8 : L'accumulation des polluants chimiques dans les maillons de la chaîne trophique	30
Figure I.9 : Facteur de bioconcentration dans la chaîne alimentaire	32
Figure I.10 : Illustrations de poulpe <i>Octopus vulgaris</i>	34
Figure I.11 : Différentes espèces des céphalopodes	36
Figure I.12 : Anatomie du poulpe commun	39
Figure I.13 : Répartition géographique d' <i>Octopus vulgaris</i>	42
Figure I.14 : Débarquements mondiaux de poulpes toutes espèces confondues en tonnes	45
Figure I.15 : Captures mondiales d' <i>Octopus vulgaris</i> (en tonne)	47
Figure II.1 : Carte représentant le littoral algérien	56
Figure II.2 : Côte algérienne avec les zones de préoccupation environnementale majeure et les *points chauds* de pollution	57
Figure II.3 : Carte du bassin algérien	58
Figure II.4 : Position géographique de Ghazaouet	59
Figure II.5 : Vue générale du port de Ghazaouet	61
Figure II.6 : Position géographique de Béni saf	64
Figure II.7 : Port de Béni saf	65
Figure II.8 : Cimenterie de Béni saf	66

Figure III.1 : Protocole expérimental adopté dans la minéralisation d'un échantillon par la voie sèche	72
Figure IV.1 : Teneurs métalliques moyennes retrouvées dans les organes d' <i>Octopus vulgaris</i> échantillonnés au port de Ghazaouet	80
Figure IV.2 : Teneurs métalliques moyennes retrouvées dans les organes d' <i>Octopus vulgaris</i> échantillonnés au port de Béni saf	83
Figure IV.3 : Variations spatiales des concentrations moyennes métalliques au niveau des coeurs branchiaux d' <i>Octopus vulgaris</i> entre les sites (Ghazaouet et Béni saf)	87
Figure IV.4 : Variations spatiales des concentrations moyennes métalliques au niveau de la glande digestive d' <i>Octopus vulgaris</i> entre les sites (Ghazaouet et Béni saf)	89
Figure IV.5 : Variations spatiales des concentrations moyennes métalliques au niveau du manteau d' <i>Octopus vulgaris</i> entre les sites (Ghazaouet et Béni saf)	92
Figure IV.6 : Variations saisonnière des concentrations moyennes en (Cu,Zn,Cd,Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans les coeurs branchiaux d' <i>Octopus vulgaris</i> pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)	95
Figure IV.7 : Variations saisonnière des concentrations moyennes en (Cu,Zn,Cd,Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans la glande digestive d' <i>Octopus vulgaris</i> pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)	99
Figure IV.8 : Variations saisonnière des concentrations moyennes en (Cu,Zn,Cd,Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans le manteau d' <i>Octopus vulgaris</i> pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)	103
Figure IV.9 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison hivernale pour les variable (A) et pour les individus (B)	105
Figure IV.10 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison printanière pour les variable (A) et pour les individus (B)	107
Figure IV.11 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison estivale pour les variable (A) et pour les individus (B)	109
Figure IV.12 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison automnale pour les variable (A) et pour les individus (B)	111
Figure IV.13 : Diagramme des résultats de l'ACP des (04) saison pour les variable (A) et pour les individus (B)	113

Figure IV.14 : Dendrogramme issue de la CAH de la variabilité interorgane selon les saisons en fonction de la variation des éléments métalliques des deux sites d'étude **114**

Introduction générale

Le développement des activités humaines est devenu aujourd'hui une menace pour l'environnement marin qui subit depuis plusieurs décennies des agressions majeures. Les activités maritimes sont génératrices de divers types de pollutions : Atmosphériques (cheminées des navires), Marines (substances liquides nocives, chute à la mer de cargaisons contenant des substances toxiques ou rejets de déchets domestiques) (**Zaninotto et Faure, 2015**). Les mers et les océans reçoivent aujourd'hui des volumes importants en polluants comme les métaux lourds et les pesticides à partir de multiples sources tels que les rejets industriels et les rejets d'eaux usées (**Maamri, 2001 ; Tessier, 2012 ; Diop, 2014 ; Belabed et al., 2017**). Les zones portuaires, qui comptent parmi les régions côtières les plus polluées, menacent les communautés pélagiques et benthiques (**Guerra-Garcia et Garcia- Gomez, 2004 ; Tamburini et al., 2020**).

Les métaux sont des contaminants inorganiques majeurs omniprésents dans l'environnement marin du monde entier (**Benguedda et al., 2011 ; Bilos et al., 2001 ; Hamdoun et al., 2015 ; Hlavay et al., 2001 ; Hosono et al., 2010 ; Kouidri et al., 2016 ; Okbah et al., 2014 ; Rahman et al., 2014 ; Chabaux et al., 2015**). En raison de leur toxicité élevée, de leur bioaccumulation et de leur bioamplification et de leur faible biodégradabilité, les métaux représentent un risque non seulement pour la santé des organismes marins mais aussi pour les humains qui les consomment (**Newman, 2014**). Les métaux lourds s'accumulent dans les sédiments et les organismes vivants et sont ensuite transférés à l'homme par la chaîne alimentaire (**Tuzen, 2003 ; Ali et Khan, 2019**). Les métaux lourds peuvent pénétrer dans les écosystèmes aquatiques par diverses sources, telles que l'érosion de la matrice géologique, les activités anthropiques, les effluents industriels, les déchets miniers et les dépôts atmosphériques. Les métaux lourds peuvent produire des effets toxiques même à faible concentration lorsqu'ils sont ingérés sur une longue période (**Celik et Oehlenschlager, 2007 ; Matta et al., 1999 ; Turkmen et al., 2009 ; Tuzen, 2009**). Habituellement, les métaux sont assimilés par ingestion de matières particulaires en suspension dans l'eau, ingestion de nourriture, échange d'ions de métaux dissous à travers les membranes lipophiles et adsorption sur la surface des tissus et/ou membranes. L'excrétion des métaux se produit par les fèces, l'urine et les membranes respiratoires. La distribution des métaux entre les

différents tissus dépend également du mode d'exposition et peut servir d'indicateur de pollution (Alam *et al.*, 2002 ; Zhao *et al.*, 2012a). Les éléments traces métalliques dits essentiels (rôle important dans les processus biologiques ex : Cuivre, Fer et Zinc) peuvent produire des effets toxiques comme ceux dits non essentiels (aucun rôle dans les processus biologiques ex : plomb et mercure) lorsque leur concentration dépasse un certain seuil d'acceptabilité (Chiffolleau *et al.*, 2001 ; Miquel, 2001 ; Turkmen *et al.*, 2005 ; Kucuksezgin *et al.*, 2006 ; Lafabrie, 2007). Par conséquent, l'évaluation des niveaux de métaux dans les organismes aquatiques est extrêmement importante pour la santé humaine (Dural *et al.*, 2007 ; Tuzen, 2009 ; Balali-Mood *et al.*, 2021).

Les ressources marines constituent une partie obligatoire du régime alimentaire de nombreuses populations à travers le monde. Parmi les ressources marines commerciales, les céphalopodes représentent l'un des groupes d'espèces les plus importants au monde pour les pêcheries, représentant environ 4% du total des captures selon la FAO (2013). La population de ces céphalopodes augmente à l'échelle mondiale, malgré la pression anthropique croissante et les changements des conditions climatiques qui se produisent dans les océans (Doubleday *et al.*, 2016). En effet, la production mondiale par pêche de céphalopodes est passée de 500 000 tonnes en 1950 à 4,9 millions de tonnes en 2014 (FAO, 2016). Cependant, les céphalopodes sont connus pour avoir la capacité de bioaccumuler des concentrations élevées de métaux lourds dans leurs tissus (Storelli et Marcotrigiano, 1999 ; Napoleão *et al.*, 2005 ; Rjeibi *et al.*, 2014). Pour cette raison, l'évaluation des concentrations des métaux lourds dans les tissus de ces organismes marins qui sont principalement influencés par des facteurs biotiques et abiotiques (Has-Schön *et al.*, 2006 ; Hao *et al.*, 2019), est devenue un sujet d'intérêt croissant au niveau international (Semedo *et al.*, 2012 ; Mshana et Sekadende, 2014 ; Penicaud *et al.*, 2017). Ils ont tendance à accumuler plus de métaux que les poissons en raison de différences spécifiques dans les stratégies d'adaptation du phylum évolutif (Batvari *et al.*, 2013).

Le poulpe commun *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) est une espèce de grand intérêt écologique et économique, dont la répartition couvre toute la Méditerranée et les eaux de l'Atlantique nord-est. Cependant, il présente des différences morphologiques et génétiques entre ses populations dans l'ensemble de son aire de répartition (De Luca *et al.*, 2016 ; Amor *et al.*, 2017). *Octopus vulgaris* est une espèce benthique, vivant en contact direct avec le fond

marin, qui constitue une voie possible d'accumulation d'oligo-éléments, et peut donc représenter une source d'exposition humaine aux éléments toxiques (**Bustamante et al.,2002 ; Mustafa Canli et al.,2003**). En outre, **Ariano et al.,2019** met en évidence l'importance d'adopter des mesures pour réduire la pollution des zones côtières afin de minimiser l'accumulation de métaux lourds dans les organismes marins et les risques potentiels pour les consommateurs. La plupart des études sur les métaux lourds dans les poulpes ont été réalisées avec *Octopus vulgaris* des côtes du Portugal et de la mer Méditerranée (**Miramand et Guary, 1980 ; Soldevilla, 1987 ; Nessim et Riyadh, 2003 ; Raimundo et al., 2004 ; Napoléon et al., 2005 ; Seixas et al., 2005 a, b ; Raimundo et Vale, 2008 ; Raimundo et al., 2010a, b ; Semedo et al., 2012 ; Ariano et al.,2019**). À notre connaissance, les effets d'une telle contamination sur ces céphalopodes restent mal étudiés (**Raimundo et al., 2010a ; Semedo et al., 2012**), même si les risques pour la santé humaine semblent être limités lorsque seules les parties musculaires de l'organisme sont consommées (**Storelli et al., 2006 ; Storelli,2008 ; Rjeibi et al., 2015**). Les spécimens d'*Octopus vulgaris* sont non migrateurs et représenteraient donc vraisemblablement un indicateur utile de la contamination par les métaux lourds dans le milieu marin (**Boletzky, 1989 ; Boucaud-Camou et Boismery, 1991 ; Ariano et al.,2019**). En effet, Les études sur les céphalopodes, en particulier les poulpes, sont beaucoup plus rares historiquement, malgré le fait qu'elles jouent un rôle important dans les réseaux trophiques marins (**FAO, 2016**) et qu'elles constituent une ressource de demande croissante en alimentation humaine dans le monde (**FAO, 2016**). De plus, la plupart des études liées aux métaux lourds dans les poulpes se sont concentrées sur la détermination de la bioaccumulation de celles-ci, cependant, les mécanismes physiologiques et moléculaires spécifiques, les processus de détoxification et les effets toxicopathologiques possibles dans ces organismes ont été à peine étudiés et ils ne sont pas profondément compris (**Penicaud et al., 2017 ; Rodrigo et Costa, 2017**).

L'approche environnementale est devenue un enjeu autant écologique qu'économique. C'est dans cette optique que se situe notre travail qui vise à évaluer le niveau de contamination métallique dans les ports de l'extrême ouest algérien, et apporter des résultats récents pour une meilleure approche et de meilleures solutions, qui aideront à limiter l'impact de la pollution recherché, et de servir de base à l'établissement d'un protocole de suivi de la contamination métallique du littoral ouest algérien.

L'approche méthodologique adoptée pour ce travail consiste en un suivi spatiotemporel de la contamination côtière de l'extrême ouest algérien dans les deux ports de Ghazaouet et Béni-Saf. Elle a été basée sur l'échantillonnage et la recherche d'une contamination métallique par le plomb, le zinc, le cuivre et le cadmium chez une espèce de poulpe (*Octopus vulgaris*) durant une période d'une année (du mois de janvier 2018 jusqu'au mois de décembre 2018).

Jusqu'à présent aucun travail n'a été réalisé sur l'évaluation de la pollution métallique dans les ports de l'extrême ouest algérien par l'analyse des organes des individus de poulpe qui y vivent à l'intérieur.

Le présent travail et après cette introduction est réparti en quatre (04) chapitres :

Le premier chapitre qui est une synthèse bibliographique, a pour objectif de rappeler quelques notions générales sur les métaux lourds. En outre ce chapitre présente aussi une fiche de données pour chacun des quatre éléments métalliques étudiés ainsi qu'une description du matériel biologique étudié (Mollusque céphalopode) retenu comme indicateur de la pollution métallique.

La présentation des sites d'étude et de l'emplacement des stations d'échantillonnage constitue le second chapitre.

Le troisième chapitre qui est matériel et méthodes comporte une présentation des différentes analyses mises en œuvre concernant les différents échantillons de notre étude.

Le dernier chapitre est essentiellement réservé aux résultats obtenus, à leur présentation par des représentations graphiques et moyennant également des tests statistiques (STUDENT, ANOVA, ACP, CAH) ainsi qu'à leur discussion. Ces résultats sont comparés aux normes en vigueur et aux travaux antérieurs

Enfin, notre travail s'achèvera par une conclusion synthétique sur les principaux résultats obtenus, ainsi que certaines perspectives proposées éventuellement pour des travaux complémentaires sur ce thème. La publication et communications issues de ce travail, figurent dans l'annexe.

CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1 Généralités sur les métaux lourds

Parmi les contaminants les plus communément mesurés dans le cadre de la surveillance environnementale des écosystèmes aquatiques : Les métaux lourds (**Kamel, 2014**).

Les risques possibles de contamination par les métaux lourds des produits marins sont devenus une préoccupation internationale pour la santé humaine après la catastrophe de Minamata, causée par la consommation de crustacés et de poissons contaminés au Hg dans cette baie (**Nitta, 1972**), ainsi que l'implication de la maladie itai-itai causée par le Cd au Japon. Depuis lors, l'intérêt pour l'évaluation des concentrations de métaux lourds dans les produits marins a augmenté (**Prafulla, 2002**). Le problème des métaux lourds est devenu de plus en plus préoccupant. Leur présence dans un grand nombre de rejets, particulièrement liquides, en quantités très variables, constitue un souci majeur pour les pouvoirs publics engendrant des conséquences néfastes sur l'environnement (**Nirav et al., 2016**). Les métaux lourds sont parmi les contaminants majeurs de l'environnement qui posent de sérieux problèmes écologiques, tant par le caractère ubiquiste de leur présence au sein de la biosphère que par leur forte rémanence, leur transfert potentiel vers les organismes vivants et leur toxicité élevée (**Kabata-Pendias et al., 2007 ; Atilia et al., 2016**). À la différence des autres contaminants, les métaux lourds sont des composés inorganiques, ce sont des minéraux, très toxiques, même à de faibles concentrations (**Bourrinet et al., 2008**). Les métaux lourds, composés stables et hautement persistants, Leur accumulation dans les différents compartiments des écosystèmes, génère par conséquent un risque non négligeable pour les équilibres écologiques et la santé publique (**DeForest et al., 2007 ; Croteau et al., 2005 ; Brulle et al., 2011 ; Alayat et al., 2014**). Ces métaux lourds et leurs composés contaminent de plusieurs manières l'alimentation. Parmi les principales caractéristiques communes entre tous les métaux lourds c'est leur non-biodégradabilité dans l'environnement et leur bioaccumulation (**Zhuang et al., 2016 ; Xu et al., 2017**). Ainsi, plusieurs études ont traité le sujet de la contamination métallique dans, les sédiments, l'eau de mer et les organismes marins, dans les quatre coins du monde.

Les caractéristiques des micropolluants métalliques sont généralement les suivantes :

- Non biodégradables (dégradation par des organismes vivants).
- Toxiques cumulatifs (accumulation dans les tissus des organismes vivants).

- Toxiques quand ils sont présents en grande quantité (cuivre et zinc) (**Boucheseiche et al., 2002**). Certains (cadmium et plomb) sont toxiques même à de très faibles doses (**Chiffoleau et al., 2001**).

I.1.1 Définition

Parmi les substances polluantes qui sont déversées chaque jour dans l’environnement, les métaux lourds, sont des substances dangereuses de l’environnement aquatique à cause de leur rémanence et leur tendance à la bioaccumulation dans les organismes aquatiques (**Schuurmann et al.,1998 ; Ali et Khan,2019**). La bioaccumulation des métaux dépend de la quantité totale, de la biodisponibilité de chacun des métaux dans le milieu et de la voie et des mécanismes de captation, de stockage et d’excrétion.

D’un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g/cm³ (**Adriano, 2001 ; Huynh, 2009**) (Tab I.1)

Tableau (I.1) : Tableau périodique des éléments (**Mendeliev,1869**)
L’encerclement indique les éléments étudiés lors de ce travail

Bloc S												Bloc p					
H		■ Métaux lourds de densité > 5															He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg	Bloc d										Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	Bloc f														
Lanthanides			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
Transuraniens			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Cf	Bk	Es	Fm	Md	No	Lr	

En chimie, ce sont les propriétés spécifiques (poids moléculaire, capacité à former des cations polyvalents...) qui définissent en général les métaux lourds. Anciennement, les chimistes nommaient " métaux lourds ", les métaux dont les sulfures précipitaient. Ils ont été

aussi reliés par une masse volumique supérieure à 5 ou 6 g/cm³ ou numéro atomique supérieure à vingt (**Dhaou-El-Djabine,2005**). Et leur pouvoir toxique pour les systèmes biologiques (**Bloundi, 2005 ; Ghali, 2008 ; INERIS, 2006**).

En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus graisseux) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants (**Bernard et Lauwerys ,1995**).

En nutrition et en agronomie, ils peuvent même être assimilés à des oligo-éléments indispensables à certains organismes, en particulier par leur action catalytique au niveau du métabolisme (des différences notables sont cependant observées entre espèces animales et végétales) (**Ika,2010**).

D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques (**Anne et Isabelle, 2005 ; Huynh, 2009**) : Beaucoup d'entre eux sont essentiels au système biologique, et en absence de ces derniers, l'organisme est incapable de se développer. Toutefois, ils sont considérés comme toxiques à une certaine dose. Alors, cette toxicité dépend du degré de leurs concentrations (**Drif,2012**).

I.1.2 Les métaux essentiels

Ce sont des éléments indispensables, à l'état de trace, pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques. (**Mir,2016**) Par exemple le Zinc (Zn), à la concentration du milli-molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et les lipides. (**Benariba et al.,2016**). Certains peuvent devenir toxiques à fortes concentrations. (**Adriano, 2001 ; Nakib, 2009 ; Devallois,2009**).

I.1.3 Les métaux non-essentiels (métaux toxiques)

Les éléments non essentiels n'ont, à l'inverse des précédents, aucun rôle biologique actuellement connu. Ils ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd) (**Chiffolleau et al., 2001**). Le terme métaux lourds, « heavy metal », implique aussi une notion de toxicité (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**).

Ces éléments peuvent être classés en fonction de leur abondance (macroéléments, éléments à l'état de traces et ultra traces) ou en fonction de leur essentialité. L'essentialité est une caractéristique qui évolue en fonction des connaissances et selon la sensibilité des auteurs qui auront une propension plus ou moins forte à classer un élément parmi les essentiels ou non ; ceci explique les discordances entre les listes (**Amiard, 2011**) (Fig I.1).

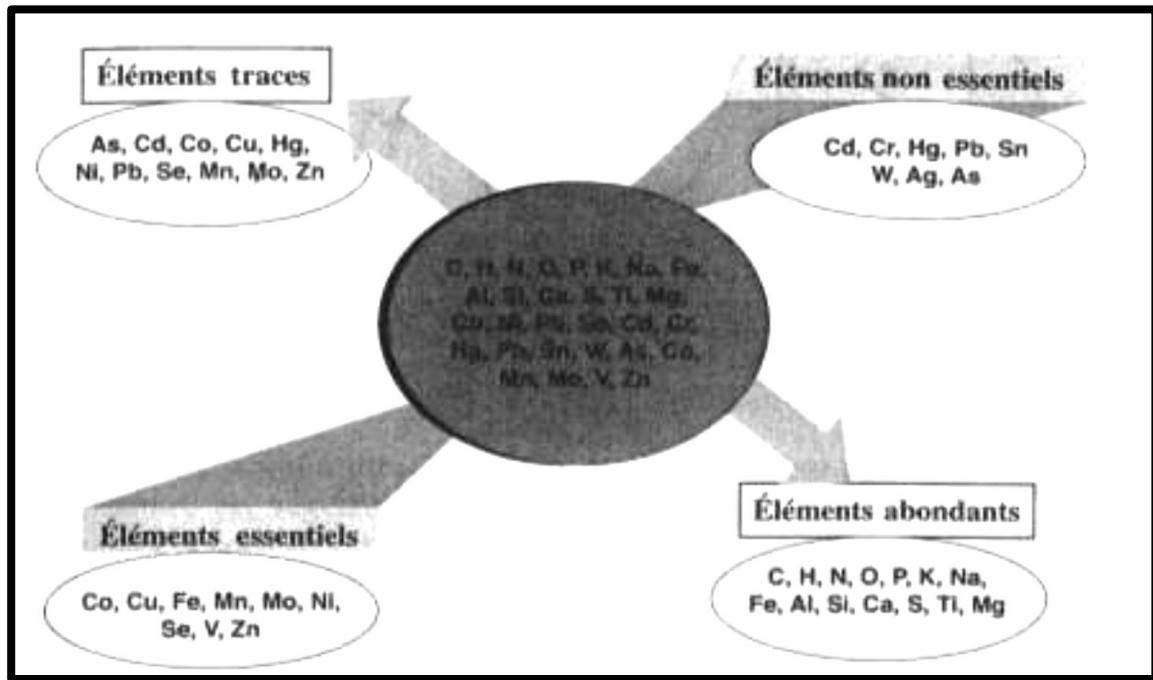


Figure I.1 : Représentation schématisée des éléments essentiels et non essentiels et les éléments à l'état de traces et abondants (**Amiard, 2011**)

Cependant, le terme de métaux lourds est souvent discuté, du fait que certains métaux ne soient pas « lourds » (cas du zinc et de l'aluminium) et que, certains ne sont pas des métaux (cas de l'arsenic qui est un métalloïde). Pour sortir de ces ambiguïtés terminologiques, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « éléments en traces métalliques » ou par extension « éléments traces » (**Bourellier et Berthelin, 1998**)

Les éléments en traces métalliques ne sont pas biodégradables et peuvent se répandre dans tous les compartiments environnementaux. Tous les métaux (essentiels ou non) exercent une toxicité, quand ils sont présents sous des formes biodisponibles au-dessus d'un certain seuil. Cette valeur est dépendante de l'organisme, du tissu et de la nature de l'élément (**Gadd et al., 2012 ; Deforest et al., 2015**).

I.1.3 Caractéristiques générales des éléments traces étudiés :

Parmi les métaux lourds, nous avons choisis quatre d'entre eux : le cadmium, le plomb, le zinc et le cuivre. Les deux premiers (Pb et Cd) font parties des dix éléments en traces métalliques considérés comme les plus préoccupants pour l'environnement et les plus toxiques pour les écosystèmes aquatiques (**Islam et Tanaka,2004**). D'autre part, ils ont la propriété de transport et changent de forme chimique, ils ont une conductivité électrique élevée qui explique leur utilisation dans de nombreuses industries. Enfin, ils présentent une certaine toxicité pour l'homme. Les éléments (Cu, Zn) sont considérés comme oligo-éléments et sont indispensables au déroulement des processus biologiques dans le métabolisme et ne deviennent toxiques qu'au-delà d'un certain seuil (**Islam et Tanaka,2004**).

I.1.3.1 Cadmium

Le cadmium est un élément métallique de symbole **Cd**, blanc brillant, malléable et ductile, de numéro atomique 48. C'est un élément de transition appartenant au groupe 12 (ou IIB) de la classification périodique. Le cadmium est relativement rare et se rencontre comme constituant mineur dans divers minerais de métaux non ferreux, C'est un sous-produit de l'extraction du Zinc et accessoirement du Plomb. Le Cadmium est un élément non essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire, il présente une toxicité élevée (**Bashar,2015**). Résiste à la corrosion atmosphérique, ce qui est en fait un revêtement de protection pour les métaux ferreux. Lors de l'ébullition du Cadmium, il se dégage des vapeurs jaunes toxiques. (**Didier,2010**). Sa demi-vie biologique très longue (16 à 33 ans), se traduit par l'accumulation dans les organes. (**Belahcene et Idir,2017**). Le cadmium se trouve essentiellement sous forme particulaire dans l'air ambiant, la forme la plus courante étant l'oxyde de cadmium (**CITEPA, 2011**). En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, (Tab I.2) proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (**Martin-Garin et Simon, 2004**).

Tableau (I.2) : Propriétés physico-chimiques du cadmium (Ihsanullah,2016)

Symbole chimique	Cd
Numéro atomique	48
Masse atomique (g/mole)	112.4
Masse volumique à 20°C (G. cm- 3)	8,64
Température de fusion (°C)	321
Température d'ébullition à 1 atm (°C)	767
Electronégativité (V)	1,69
Rayon atomique (Å)	1,54
Rayon ionique (Å)	0,97

1.1.3.1.1 Sources

Le cadmium rejeté dans l'environnement provient de sources naturelles et anthropiques. Les émissions mondiales sont environ 8000 t/an, dont seulement 5 à 10 % sont venues de sources naturelles (**Baga,2014**). Il est présent naturellement dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0.2 mg.kg-1, les plus faibles teneurs en Cadmium sont trouvées dans les sols issus des roches éruptives (moins de 0.1 mg/kg sol sec). (**Krika ,2013**). Sa présence dans l'environnement est due aux différentes activités humaines (**Das et Mukherjee, 2013 ; Cherif et al., 2015**). Cependant, Les principales sources de cadmium sont l'incinération des déchets ménagers, la sidérurgie et la métallurgie des non ferreux (production de zinc notamment), la combustion du charbon et des produits pétroliers, et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique. Dans l'eau, le Cadmium provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols (engrais phosphatés) ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines. (**Bendjama,2007**)

1.1.3.1.2 Toxicité

Le cadmium est un toxique cumulatif, c'est-à-dire que ses effets toxiques sur l'organisme ne s'expriment que lorsque l'accumulation dans les tissus atteint un seuil. Il cause des troubles hépato-digestifs, rénaux, sanguins, nerveux et osseux. **(CITEPA, 2011)**. Le Cadmium fait également partie des métaux lourds les plus dangereux. Même à de faibles concentrations, il tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes (50 ans) où il entraîne une perte anormale de protéines par les urines (protéinurie) et provoque des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées **(Casas,2005)**. L'exposition professionnelle au cadmium peut être considérée comme responsable d'une augmentation significative du cancer du poumon. Le CIRC (Centre de Recherche International sur le Cancer) a déterminé qu'il y a suffisamment de preuve chez l'homme quant à la cancérogénicité du cadmium et de ses composés. Il s'avère également que le cadmium a la capacité de modifier le matériel génétique, en particulier les chromosomes. D'après le directeur du centre de recherche de la fondation "vive la santé" le cadmium serait un des facteurs de stérilité **(Suwazono et al., 2006 ; Bisson et al., 2011)**.

La pollution par le cadmium est en forte diminution dans les mers depuis les années 1980, mais les taux restent localement préoccupants, notamment dans les coquillages et organismes du haut de la pyramide alimentaire **(Ghali, 2008)**. Cependant, il ne présente pas de toxicité aiguë pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau sublétal, des concentrations de 0,05 à 1,2 µg/l peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire chez mollusques bivalves) et des inhibitions de croissance **(Chiffolleau et al., 2001)**. Il peut aussi induire un stress oxydatif chez les poissons **(Qu et al., 2013 ; Bjerregaard et al., 2014)**. Plusieurs composés contenant du cadmium sont classés dans la liste des produits carcinogènes et peuvent induire beaucoup de types de cancer **(Ghali, 2008)**, c'est une substance classée « dangereuse prioritaire » par la Directive Européenne 2000/60/CE **(Boucheseiche et al., 2002)**. La recherche a également exploré les stratégies d'atténuation de la toxicité du cadmium, y compris l'utilisation de bactéries probiotiques pour réduire ou éliminer sa concentration dans l'environnement et les organismes vivants **(Alizadeh et al., 2021)**.

I.1.3.2 Plomb

Le plomb appartient à la famille des cristallogènes. C'est un métal gris bleuâtre malléable dans son état naturel. Le plomb est utilisé comme agent de traitement de certaines maladies en agriculture. Le plomb est essentiellement émis sous la forme de chlorure, de bromure ou d'oxydes de plomb (CITEPA, 2011). Fait partie des ETM (Eléments en Traces Métalliques) non essentiels (Miquel, 2001 ; Turkmen *et al.*, 2005). Le plomb est un élément naturel très réactif dans l'environnement. Il est présent en petites quantités dans la croûte terrestre avec une concentration moyenne d'environ 13 mg/kg (Bjerregaard *et al.*, 2014).

Tableau (I.3) : Propriétés physico-chimiques du plomb (Ihsanullah,2016)

Symbole chimique	Pb
Numéro atomique	82
Masse atomique (g/mole)	207,2
Masse volumique à 20°C (G. cm-3)	11,34
Température de fusion (°C)	327 °C
Température d'ébullition à 1 atm (°C)	1740 °
Electronégativité (v)	2,33
Rayon atomique(Å)	1,54
Rayon ionique(Å)	1,32

1.1.3.2.1 Source

Sa présence dans l'environnement peut être d'origine naturelle ou anthropique (**Bektaş et al., 2004**). Le Plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Dans l'environnement, il est majoritairement présent dans le compartiment atmosphérique et provient des fonderies, des industries de la métallurgie, de la combustion du charbon, de l'incinération des déchets et des gaz d'échappement des véhicules. L'atmosphère est son principal vecteur vers l'océan (**Wittmers et al., 2002, Gagneux-Moreaux, 2006**). Les déchets solides et liquides (boues) constituent environ 81 % des rejets de Pb effectués dans l'environnement, habituellement dans des décharges. Mais dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'importance mineure. À l'air, le plomb métallique forme une couche protectrice d'oxyde de plomb qui le protège contre la corrosion (**Burnol et al., 2006**). Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques (**Cossa et al., 2003**). Ils proviennent d'abord des industries de première et deuxième fusion du plomb, et au niveau urbain ou routier, des rejets des véhicules à moteur (**Pichard, 2003**). Les rejets aquatiques les plus importants proviennent de la sidérurgie.

1.1.3.2.2 Toxicité

La toxicité des composés minéraux du plomb est en rapport avec leur plus ou moins grande hydrosolubilité (**Viala et Botta, 2005 ; Angel, 2015**). Ce sont les composés et sels du plomb qui sont plus toxiques que le plomb métallique (**Bliefert et Perrot, 2004 ; Zulfiqar et al., 2019**). D'une façon générale, en cas d'intoxication au plomb, on parle du « saturnisme » (**Savary, 2003**). On admet qu'une dose de 1 mg de plomb est suffisante pour engendrer rapidement le saturnisme (**Viala et Botta, 2005**).

Les doses létales du plomb, sous la forme de sel minéral, sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est à dire 4 mg/l. Le Plomb inorganique peut donc être considéré comme toxique (concentration létale de 1 à 10 mg/l) ou modérément toxique (concentration létale de 10 à 100 mg/l) (**Casas, 2005**). À fortes concentrations, le plomb peut affecter la respiration et le pouvoir natatoire chez les poissons et peut même entraîner leur mort (**Farrell et al., 2012**). Chez l'homme, l'exposition chronique au plomb peut affecter le système nerveux en entraînant un retard mental, une perturbation dans le comportement et

des maladies neurodégénératives (**Örnek et al., 2007 ; Eid et Zawia, 2016**). En raison de sa toxicité, les interdictions d'usage du plomb se multiplient dans le monde.

La classification CEE (étiquetage réglementaire des substances et préparations dangereuses) identifie le plomb comme une substance « présentant des dangers d'effet cumulatif et présentant des risques possibles d'altérations de la fertilité.

I.1.3.3 Zinc

Le zinc est un métal blanc de dureté faible à moyenne à température ambiante, qui devient malléable vers 100 - 150°C et fragile, cassant, pulvérisable au-delà de 200°C. Insoluble dans l'eau (chaude ou froide) et soluble dans l'alcool, les acides et les bases. Exposé à l'air humide, il se couvre d'une couche de carbonate (**Benhabib,2013**).

Le Zinc est impliqué dans de nombreux processus physiologiques et est donc indispensable à la vie d'un grand nombre d'organismes. C'est un oligo-élément nécessaire au métabolisme des êtres vivants, essentiel pour de nombreux métallo enzymes et les facteurs de transcription qui sont impliqués dans divers processus cellulaires tels que l'expression des gènes, transduction du signal, la transcription et la réplication (**Gunnar et al., 2007**). Le zinc joue un rôle important dans le fonctionnement du cerveau et le développement neurologique. Il est impliqué dans la modulation de la transmission synaptique et la signalisation neuronale, ce qui affecte le développement et la fonction cérébrale (**Choi et al., 2020**).

Le Zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg/Jour). Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures. (**Casas,2005 ; Gilbert et al.,2019**).

Tableau (I.4) : Propriétés physico-chimiques du zinc (Ihsanullah,2016)

Symbole chimique	Zn
Numéro atomique	30
Masse atomique (g/mole)	65,39
Masse volumique à 20°C (G. cm-3)	7,11
Température de fusion (°C)	420
Température d'ébullition à 1 atm (°C)	907
Electronégativité (v)	1,6
Rayon atomique(Å)	0,82
Rayon ionique(Å)	0,74

1.1.3.3.1 Sources

Le zinc est une substance très commune présente naturellement dans l'air, l'eau et le sol (**Alouache et Atmaoui,2018**). Il est assez abondant dans la croûte terrestre. On ne le trouve pas à l'état libre dans la nature, Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins. Les apports anthropiques de Zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du Fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le Zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes

destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, contenu dans certaines peintures antisalissure (**Casas,2005**).

I.1.3.3.2 Toxicité

Le zinc peut engendrer une toxicité sur l'homme, sa santé et son environnement. A de fortes concentrations, il devient toxique pour les végétaux et les animaux et constitue un contaminant majeur pour le milieu terrestre et aquatique, il est toxique pour les organismes marins à des doses inférieures au mg/l, il détériore l'appareil chlorophyllien, provoque une altération des branchies de poissons, retarde la ponte des poissons. (**Lafabrie, 2007**). Son accumulation est régulée par de nombreuses espèces aquatiques telles que les Annélides, les Mollusques, les Crustacés, les Poissons et les Mammifères (**Chong et Wang, 2001 ; Abdel-Daim et al.,2019 ; meng et al.,2020**). Dans l'eau, le zinc est présent sous forme hydratée (M^{+2}), complexée par des ligands (**Gilbin, 2001**). Les besoins pour l'organisme humain sont de 15 mg/j, nécessaires à l'activité d'enzymes. L'organisme d'un homme de 70 kg contient de 2 à 3 g de zinc. Sa déficience entraîne le nanisme (**Chiffolleau et al., 2001**).

I.1.3.4 Cuivre

Le cuivre est métal rouge bleuâtre, de symbole **Cu** et de numéro atomique 29. Ductile et malléable possédant une excellente conductivité électrique et thermique, c'est aussi un oligo-élément essentiel entrant dans la constitution de diverses enzymes. Les teneurs naturelles en cuivre dans l'eau de mer sont d'environ 50g/l (**Gaujous, 1995**). Le Cu est un antifongique historique et efficace, toujours largement employé de nos jours (**Vincent et al., 2017**). De nombreux autres éléments métalliques (Fe, Ni, Zn, Pb, Co...) sont souvent associés au cuivre (**Rodier, 1996**). Le cuivre est bio disponible pour les organismes sous le degré d'oxydation (I) ou (II), à partir de sels inorganiques ou de complexes organiques. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. 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.

Tableau (I.5) : Propriétés physico-chimiques du cuivre (Ihsanullah,2016)

Symbole chimique	Cu
Numéro atomique	29
Masse atomique (g/mole)	63,54
Masse volumique à 20°C (G. cm-3)	8,92
Température de fusion (°C)	1083
Température d'ébullition à 1 atm (°C)	2595
Electronégativité (v)	1,9
Rayon atomique(Å)	1,28
Rayon ionique(Å)	0,96

1.1.3.4.1 Sources

Les sources de cuivre peuvent être d'origine naturelle et d'origine anthropique. Le Cu est un métal largement répandu dans la nature. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg selon les auteurs **(Baize,2002)**, elle est de l'ordre de 50ppm **(Adriano,2001)**. Le transport par le vent, des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition **(Bendada et boulaqradeche,2011)**. Les déchets agricoles (55%), les déchets urbains (28%), les retombées atmosphériques (16%)

sont les principales sources anthropiques du Cuivre (**Petra,2005**). En zone Méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion sont susceptibles d'accroître les transferts vers les eaux superficielles des produits phytosanitaires issus du traitement de la vigne, le cuivre inclus. Dans les eaux, 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**).

1.1.3.4.2 Toxicité

Les principales formes toxiques chez l'homme et l'animal sont les formes solubles du cuivre c'est-à-dire les sels du cuivre II (acétate, carbonate, chlorure, hydroxyde, nitrate, oxyde, oxychlorure et sulfate) (**Pichard, 2005**). Cet élément trace entre dans la composition de nombreux produits phytosanitaires, il se retrouve par conséquent dans le milieu marin et est à l'origine de perturbations au niveau des espèces (**Nakhlé et al., 2005 ; Wang et al.,2019**). La toxicité vis-à-vis des organismes marins dépend de sa forme chimique et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48h pour 50% des larves d'huîtres plates (CL₅₀/48h) serait de 1 à 3 µg/l et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de 4 microgrammes par litre (**Chiffolleau et al., 2001**). De plus, la toxicité du cuivre a été démontrée pour les organismes aquatiques, particulièrement au cours des stades de vie précoces (**Manzl et al., 2004 ; Mai et al., 2012 ; Gamain, 2016**).

Il est aussi, à dose plus élevée et sous ses formes oxydées, un puissant poison pour l'Homme, causant la maladie de Wilson (**Plumlee et Ziegler, 2003**)

Sa résistance à la corrosion et sa toxicité empêchant la prolifération et la fixation d'algues et d'organismes marins a encouragé ses usages dans la marine, sous forme de cuivre ou plus souvent de laiton (clous, hublots, serrures, charnières, etc.). Le cuivre contamine les eaux environnantes à des doses et concentrations infimes (10 µg l⁻¹), et pour de nombreux organismes : algues, mousses, microorganismes marins, champignons microscopiques (**Alloway et Ayres, 1997**). Par conséquent, Les sels de cuivre, comme le sulfate ou l'oxychlorure, présentent des propriétés fongicides mises à profit pour la viticulture et l'agriculture. Il se retrouve présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut être à l'origine de perturbations au niveau des populations phytoplanctoniques (**Casas, 2005 ; Anonyme, 2007**).

Tableau (I.6) : Propriétés physico-chimiques des métaux étudiés (Ihsanullah *et al.*,2016)

Métaux	Cd	Cu	Pb	Zn
Numéro atomique	48	29	82	30
Masse atomique (g/mole)	112,41	63,54	207,2	65,39
Point de fusion (°C)	321	1083	327	420
Point d'ébullition à 1 atm (°C)	765	2595	1740	907
Electronégativité (v)	1,69	1,9	2,33	1,6
Potentiel normal M n+/M (v)	-0,402	+0.522 /+0.345	-0,13 /-1.5	-0,763
Rayon atomique (Å)	1,54	1,28	1,54	0,82
Rayon ionique (Å)	0,97	0,96	1,32	0,74
Masse volumique à 20°C (g. cm-3)	8,64	8,92	11,34	7,11
Energie de première ionisation (KJ /mol)	866	743,5	715,4	904,5

I.1.4 Présence naturelle et sources anthropiques

La présence des ETM dans l'environnement a des origines à la fois naturelles et anthropiques (Tab I.7). Les ETM sont retrouvés naturellement dans les roches et les sédiments océaniques. Ces métaux sont aussi retrouvés dans l'eau et dans l'atmosphère, par les érosions qui transportent les métaux vers les sols et les eaux de surface, par le biais des éruptions volcaniques ou du fonctionnement des sources hydrothermales (**Mason, 2013 ; Bjerregaard et Andersen, 2014 ; Tchounwou *et al.*, 2012**). Naturellement, les métaux se trouvent sous des formes ioniques qui sont généralement inoffensives pour les organismes vivants. Bien que la présence des métaux lourds dans les milieux aquatiques puisse être d'origine naturelle, mais l'activité anthropique reste la principale source de ces derniers (**Li *et al.*, 2006 ; Mackintosh *et al.*, 2016**). En effet, les activités anthropiques ont conduit à des modifications de la répartition des métaux, de leurs formes chimiques, ainsi que des concentrations qui sont retrouvées dans l'environnement. En effet, pour des applications industrielles, les métaux ont été extraits, purifiés et transformés par l'homme. Ces composés sont ensuite utilisés et retrouvés dans de nombreux domaines. Plusieurs activités anthropiques ont augmenté les charges de ces éléments dans l'environnement (**Bagul, 2015**). Que ce soit dans les industries chimiques et extractives, en agriculture via l'utilisation de biocides, ou bien par l'incinération de déchets ou par la combustion d'essence, les activités humaines sont largement responsables de la pollution des environnements par les métaux. De nombreuses études de cas réalisées dans le monde entier montrent l'importance des pollutions imputables à l'activité humaine (**Manta *et al.*, 2002 ; Hernandez *et al.*, 2003 ; Defew *et al.*, 2005 ; Christophoridis *et al.*, 2009**). Ainsi, du fait des activités anthropiques, les métaux sont relâchés dans l'environnement sous une forme plus disponible pour les microorganismes qu'initialement, ce qui a pour conséquence l'exposition des organismes vivants à une contamination nouvelle. Toutefois, il semble que la source anthropique principale de métaux lourds pour l'environnement est celle produite par l'activité minière et les industries associées et elle a été aussi identifiée comme un des premiers impacts environnementaux provoqué par l'homme (**Salvarredy Aranguren, 2008 ; Emourgeon, 2014**).

Tableau (I.7) : Exemples de sources de pollution naturelles et anthropiques par les métaux

Métal	Sources naturelles	Sources anthropiques	Références
Cadmium	Elément naturel rare dans l'environnement	Utilisations dans les batteries	(Bisson et Houeix ,2014)
Cuivre	Présence terrestre et atmosphérique Croute terrestre : 4 à 200 mg.kg-1 ; Eaux : 0,25 µg. L-1	Industries métallurgiques Agriculture : fertilisateurs, biocides Agent antisalissure dans les peintures	(Pichard <i>et al.</i>, 2005b)
Plomb	Présent dans la croute terrestre Roches : 5 à 25 mg.kg-1 ; Eaux : 1 à 60 µg. L-1	Industries métallurgiques, automobiles et chimiques	(Bisson <i>et al.</i>, 2016)
Zinc	Présent dans les roches et les sols Sédiments : 40 à 245 mg.kg-1	Industrie chimique, cosmétique et métallurgique Agriculture : insecticide, fongicide	(Bisson <i>et al.</i>, 2005)

Une fois la contamination établie, celle-ci diffuse rapidement dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (**Bashir *et al.*,2020**). Le transfert de ces composés est essentiellement dû au lessivage des sols et des eaux de ruissellement qui drainent vers les zones aquatiques des quantités importantes de produits et de résidus. Les contaminants peuvent alors s'adsorber sur des particules minérales (perte de biodisponibilité, piégeage dans les sédiments). Ils sont capables également de circuler dans les eaux pendant un temps plus ou moins long (substances plus ou moins rémanentes). Historiquement, les usines ont toujours été implantées au bord de l'eau. Cette implantation s'explique par un transport facilité des matières premières, une utilisation de l'eau au cours des procédés industriels (chauffage/refroidissement, réactions chimiques en milieu aqueux, ...) ou bien pour le rejet des déchets en fin de procédé. Puis, par le biais du cycle de l'eau, les polluants peuvent diffuser du point d'eau vers l'ensemble des masses d'eau, entraînant dès lors des effets sur l'écosystème dans son intégralité : le relargage des molécules toxiques dans les eaux peut

conduire à leur bioaccumulation, notamment dans les sédiments (Gromaire-Mertz, 2000) (Fig I.2).

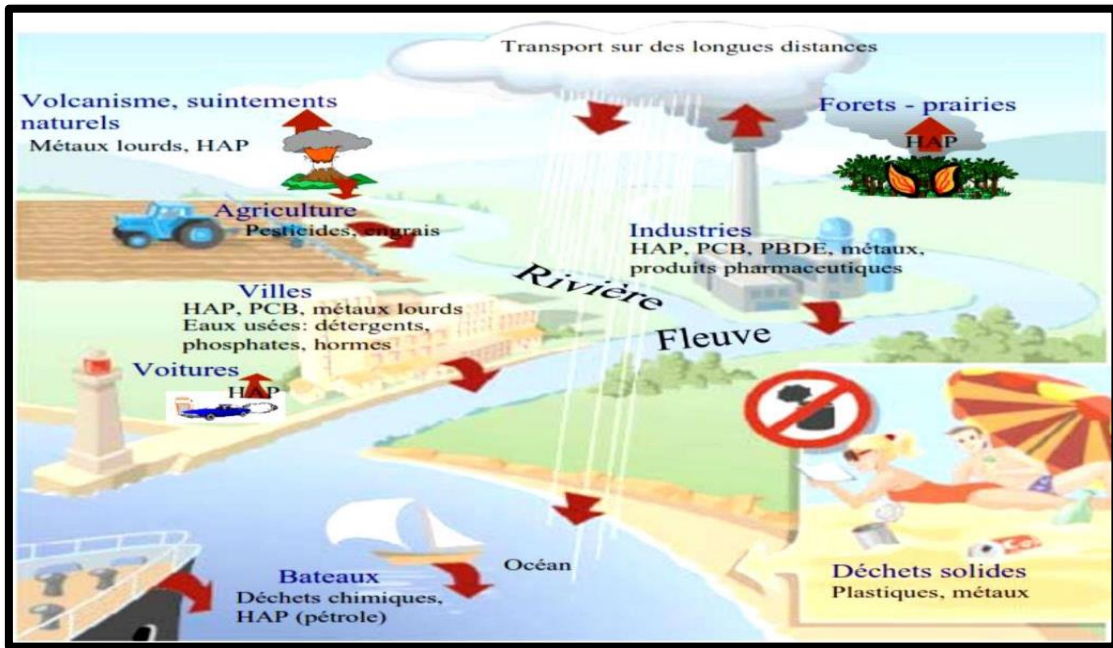


Figure I.2 Sources et cheminement de la pollution marine (Champeau, 2005).

I.1.5 Toxicité et Persistance des métaux lourds

Si le terme "toxique" évoque des cas de pollution graves et spectaculaires, ce sont surtout les effets toxiques à moyen et à long terme qui présentent le plus de danger pour l'homme et son environnement. Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend notamment de ses propriétés intrinsèques (état(s) d'oxydation, rayon atomique, etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH, type de complexes ligands, surface spécifique), des autres métaux présents et de leurs concentrations (Alloway et Ayres, 1997 ; Sigg *et al.*, 2000, Dali-youcef *et al.*, 2004). Quel que soit le mode de contamination, les métaux lourds s'accumulent dans l'organisme : sang, foie, cerveau, reins...et ne sont éliminés que très lentement et provoquent des effets toxiques à court et/ou à long terme, ils sont généralement cancérigènes (Benmansour, 2009). Donc la nécessité d'éliminer ou de récupérer ces métaux lourds polluants pour l'environnement n'est plus à discuter (Monnet-Tschudi *et al.*, 2006). Ils peuvent affecter les systèmes nerveux, respiratoires, ou autres. (Sedira, 2013). Ils peuvent aussi causer la gastroentérite, la pneumonie et l'insuffisance rénale et hépatique en cas

d'exposition de longue durée à un certain nombre de métaux, **(Nakib,2009)**. L'exposition au plomb, au chrome, à l'arsenic, au mercure, au nickel et au cadmium au-delà des limites autorisées peut induire une hépatotoxicité, caractérisée par un stress oxydatif, une inflammation et des altérations des voies de mort cellulaire, posant une menace importante pour la santé du foie **(Renu et al.,2021)**. Comparés aux polluants organiques, les métaux lourds ont l'inconvénient majeur de ne pas être biodégradables par des processus chimiques ou biologiques : on parle de persistance des métaux. Plusieurs auteurs **(Bánfalvi, 2011 ; Saïdi et al., 2013 ; Sharaf et Shehata, 2015 ; Bing et al., 2016 ; Xu et al., 2017)** ont rapporté que la persistance et l'accumulation des métaux lourds dans l'environnement sont à l'origine de leurs effets toxiques inquiétants sur la santé des écosystèmes et leurs populations y compris l'homme.

La demi-vie biologique des métaux s'étale de quelques jours à quelques années. On note que certains éléments (plomb, mercure, cadmium) ont des demi-vies biologiques très différentes selon leur organisme cible. La dangerosité de ces éléments dépend aussi de la mobilité, la biodisponibilité, ainsi que de la solubilité, puisque les composés en solution sont très mobiles donc facilement bio disponibles. La mobilité dépend également de leur origine, naturelle ou anthropique (ex. le cadmium naturel est souvent immobilisé sous des formes relativement inertes, ce qui est à priori moins le cas du cadmium anthropique, et qui aggrave donc les risques liés à une pollution industrielle). La forme chimique joue aussi un rôle essentiel : deux formes chimiques différentes d'un même élément peuvent avoir des effets très différents **(Ramande, 2011)**. Par ailleurs, ils sont, pour beaucoup d'entre eux, indispensables au monde vivant, comme les éléments essentiels (cuivre, zinc, fer...). Ces derniers, présentent deux seuils, un seuil de déficience en deçà duquel l'organisme est en déficience et un seuil de toxicité au-delà duquel l'élément est en excès et devient toxique (Fig. I.3-A). Pour les éléments non essentiels, comme le mercure, le plomb et le cadmium, seul le seuil de toxicité existe (Fig I.3- B) **(Cheuk et al.,2008)**.

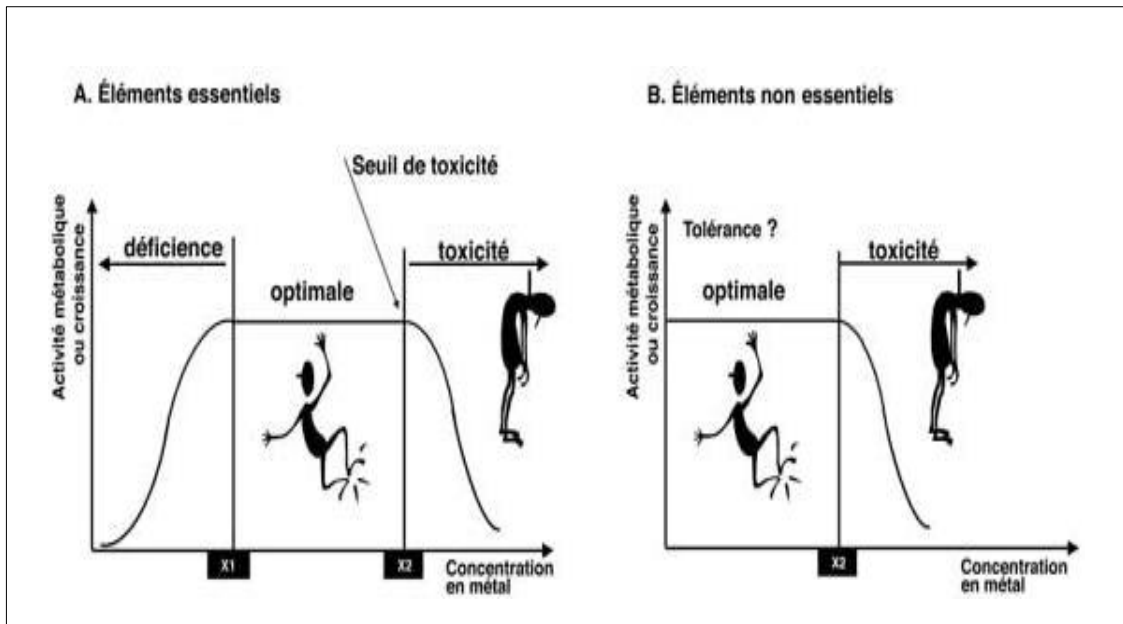


Figure I.3 : Impact de la concentration en élément essentiel (A) ou non essentiel (B) sur l'activité ou la croissance d'un organisme (Jacquet *et al.*,2015)

L'étude des effets de ces contaminants chimiques sur la faune et la flore marines constitue un enjeu complexe qui se décline schématiquement à deux niveaux, celui des organismes, celui des peuplements (Fig I.4).

Au niveau des organismes : l'approche physiologique permet de comprendre l'action d'un contaminant chimique en terme essentiellement de survie, de reproduction ou de croissance.

Au niveau des peuplements : L'approche écologique, infiniment plus complexe, porte sur l'étude de la structure et la dynamique des unités fonctionnelles d'un écosystème. (Rouane-Hacene,2013).

La contamination de l'environnement aquatique par des métaux peut avoir des effets toxiques aigus ou chroniques sur la vie aquatique. (Nedjar,2016). Ils diminuent leur productivité et leur biodiversité et ont une action toxique sur les organismes aquatiques (Zaimeche,2014).

Un produit toxique peut toucher les organismes aquatiques de deux manières : Soit par contamination directe (absorption ou adsorption), soit par contamination indirecte, du fait de la consommation d'espèces contaminées. Dans ce cas, on peut avoir un phénomène de bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire, ce qui représente un risque réel pour l'homme qui se situe toujours en fin de la chaîne. Ces effets nocifs se produisent à des concentrations supérieures à celles que l'on trouve généralement dans l'environnement (Loez

et al.,1998). A de faible concentrations, beaucoup de métaux lourds, dont le Cd, Pb, et le Cr inhibent la photosynthèse et la croissance du phytoplancton. **(Casas,2005)**

Les effets observés à des niveaux trophiques supérieurs se manifestent notamment par un retard du développement des embryons, des malformations et une moins bonne croissance des adultes chez les poissons, les mollusques et les crustacés. **(Nakib,2009)**

Il existe une diversité des approches pour évaluer les effets des contaminants chimiques sur le milieu vivant, depuis les réponses biochimiques au niveau cellulaire, les réponses physiologiques ou comportementales au niveau des individus, au dysfonctionnement à l'échelle complexe de l'écosystème. Cette diversité d'approche s'inscrit dans les champs disciplinaires de l'écotoxicologie et de l'écologie, et dans une échelle de temps, du court terme au long terme **(Marchand, 2002).**

La toxicité des métaux lourds a conduit les pouvoirs publics à réglementer les émissions en fixant des teneurs limites. Cette réglementation n'est cependant d'aucun secours pour déterminer sans ambiguïté une liste de métaux à surveiller car la liste varie selon les milieux considérés : émissions atmosphériques, rejets dans l'eau, règles sur l'épandage des boues ou la mise en décharge, etc. Le quart de la contamination par les métaux lourds est dû aux ordures ménagères (piles au cadmium, batteries au plomb, cuivre et zinc aux pesticides, etc.) **(Gadras,2000).**

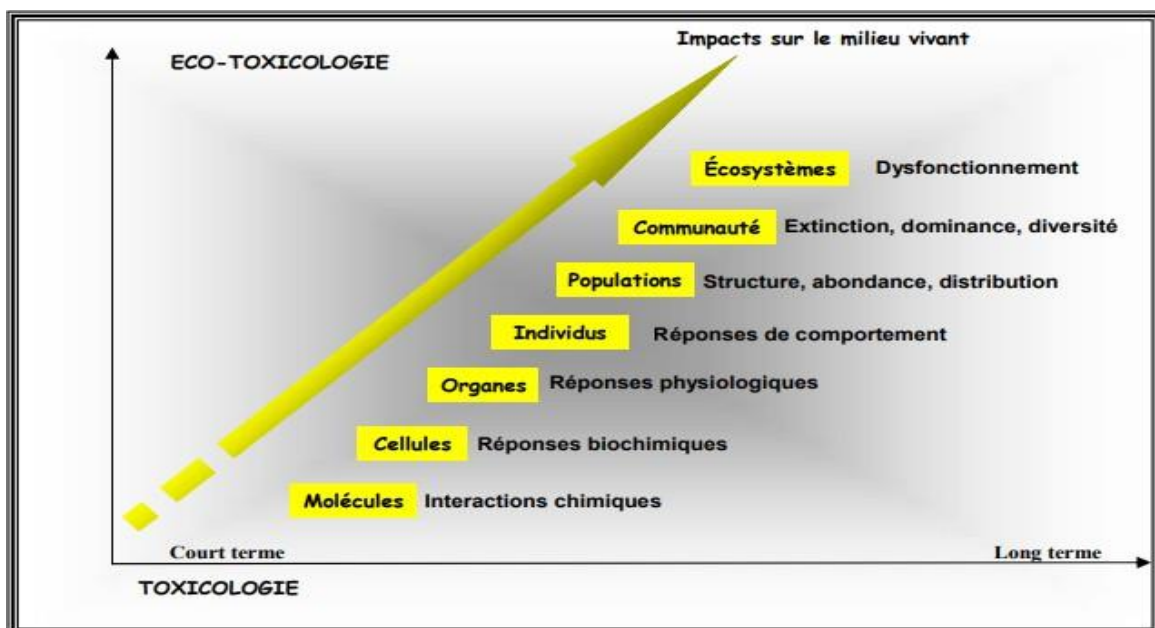


Figure I.4. Les effets des contaminants chimiques sur les différents niveaux d'organisation biologique **(Marchand, 2002 ; Ifremer, 2006)**

I.1.6 Distribution et devenir des métaux dans les écosystèmes marins

Les milieux aquatiques subissant une pression anthropique forte reçoivent la plus grande partie des micropolluants rejetés issus de l'activité humaine et industrielle. Ces milieux sont aussi chargés en matière organique, sont susceptibles d'interagir avec les micropolluants présents dans le milieu. Par ailleurs, ces matières organiques anthropiques peuvent subir une biodégradation dans le milieu aquatique et leur affinité pour les micropolluants peut en être affectée (Servais *et al.*, 1998 ; Gourlay, 2004) (Fig I.5).

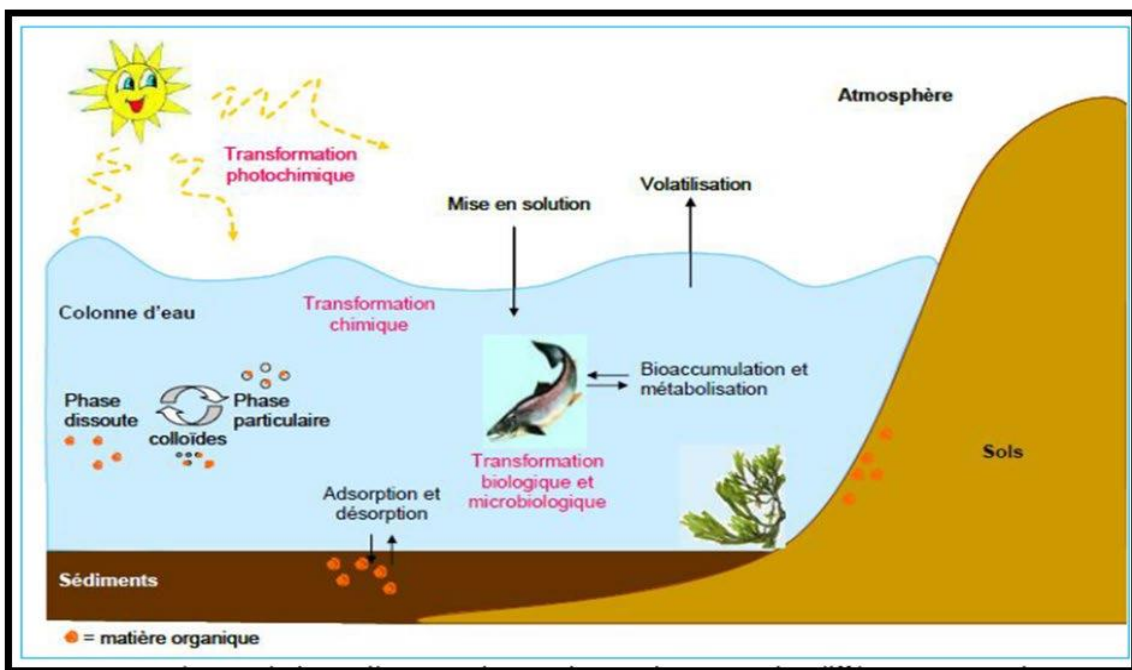


Figure I.5 : Présence de la matière organique et interactions entre les différents compartiments au sein du milieu aquatique (Gourlay, 2004)

Durant leur voyage jusqu'à la mer, les métaux sont susceptibles d'entrer en contact avec des organismes, soit par adsorption soit par absorption. Les contaminants peuvent également être transportés sur des longues distances en passant par les courants atmosphériques (Wolff et Peel, 1994). La pollution peut avoir des répercussions à toutes les échelles trophiques, des producteurs primaires aux consommateurs supérieurs et, par conséquent, affecter le fonctionnement des écosystèmes. Une des principales conséquences de la présence des métaux dans l'eau de mer est leur passage dans la biomasse. Ce transfert peut entraîner des toxicités directes qui se manifestent rapidement par une atteinte de la biomasse, ou indirectes qui sont liées à l'accumulation progressive de ces métaux par les organismes (Abi ayad, 2015).

Les contaminants chimiques peuvent avoir des effets en cascade sur la croissance et la reproduction des organismes, entraînant des changements dans l'organisation biologique supérieure, chez les populations et les communautés (Amiard-Triquet et Amiard, 2008). Le transport des polluants dépendra de ces propriétés chimiques, le cheminement de la substance s'effectue par les eaux de ruissellement, les eaux souterraines, les pluies, le vent, et la sédimentation (Mackenzie *et al.*, 2000). L'accumulation des métaux dans le biotope dépend de facteurs physico-chimiques ainsi que de facteurs biologiques et peuvent exister sous forme de complexes (de 450 à 1 nm), de particules (> 0,45 µm) ou en solutions (< 1 nm). Ces différentes formes chimiques conditionnent aussi les risques que présente un élément pour les organismes exposés (toxicité) ainsi que pour les écosystèmes (Devallois, 2009 ; Ramade, 2011). La répartition du métal entre ces différentes formes physico-chimiques définit sa spéciation (Liénard et Colinet, 2014). En milieu aquatique, les métaux sont répartis dans 05 compartiments différents : l'eau de mer, les sédiments, l'eau interstitielle, la matière en suspension et le biotope. Ils se trouvent généralement sous forme d'ions dissous, de complexes dissous, de colloïdes et/ou fixés sur les sédiments (Fig I.6) (Özmen *et al.*, 2004 ; Hou *et al.*, 2013).

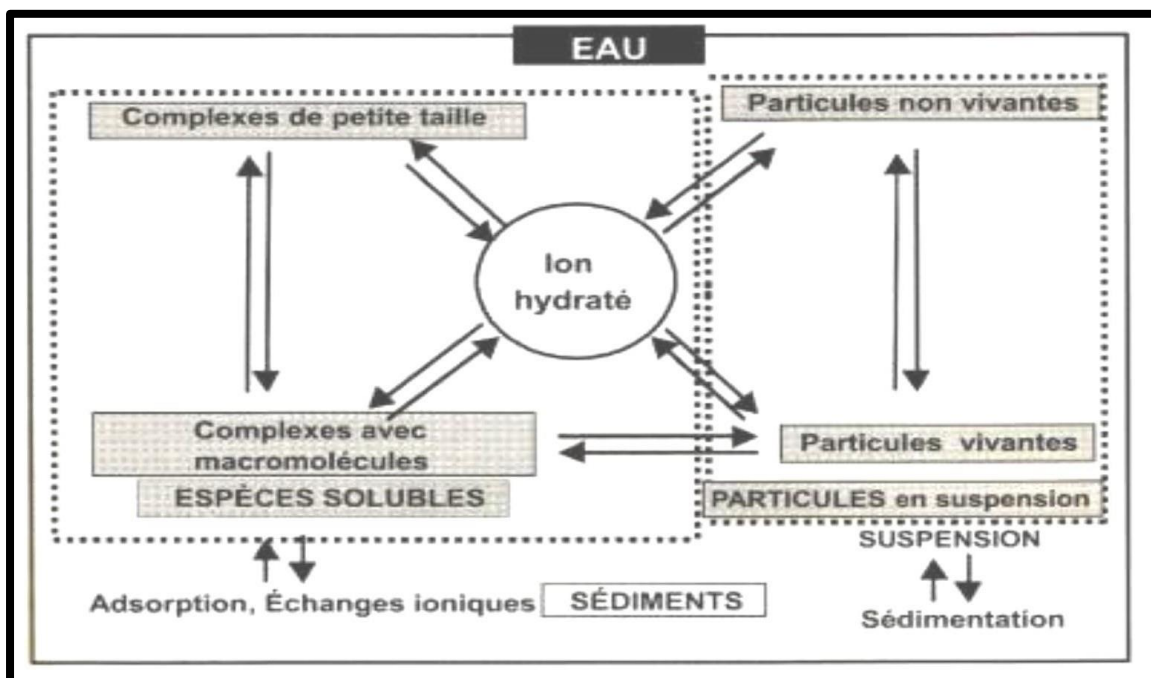


Figure I.6 Comportement d'un ion métallique dans l'écosystème aquatique (Amiard, 2011)

Le transfert des métaux lourds dans l'eau de mer, ainsi que leur dépôt et leur élimination sont régis par le cycle biogéochimique qui va avoir pour conséquence d'amener les polluants dans l'océan mondial qui constitue en définitive l'ultime réceptacle des agents toxiques et d'autres contaminants (**Fowler, 1982 ; Yuan et al., 2012**). Le cycle biogéochimique d'une substance chimique étant le processus de transformation ou de dégradation biotique ou abiotique, à l'intérieur de ces compartiments. Ces cycles comprennent de grands réservoirs : l'Atmosphère, l'Océan et les Continents (**Marchand et al., 1990**). Ces cycles sont fondamentaux pour étudier la science du système Terre et le changement global, car ils permettent de comprendre le transport et la transformation des éléments à travers divers segments du système Terre, appelés "géosphères" (**Jacobson et al., 2000**) (Fig I.7).

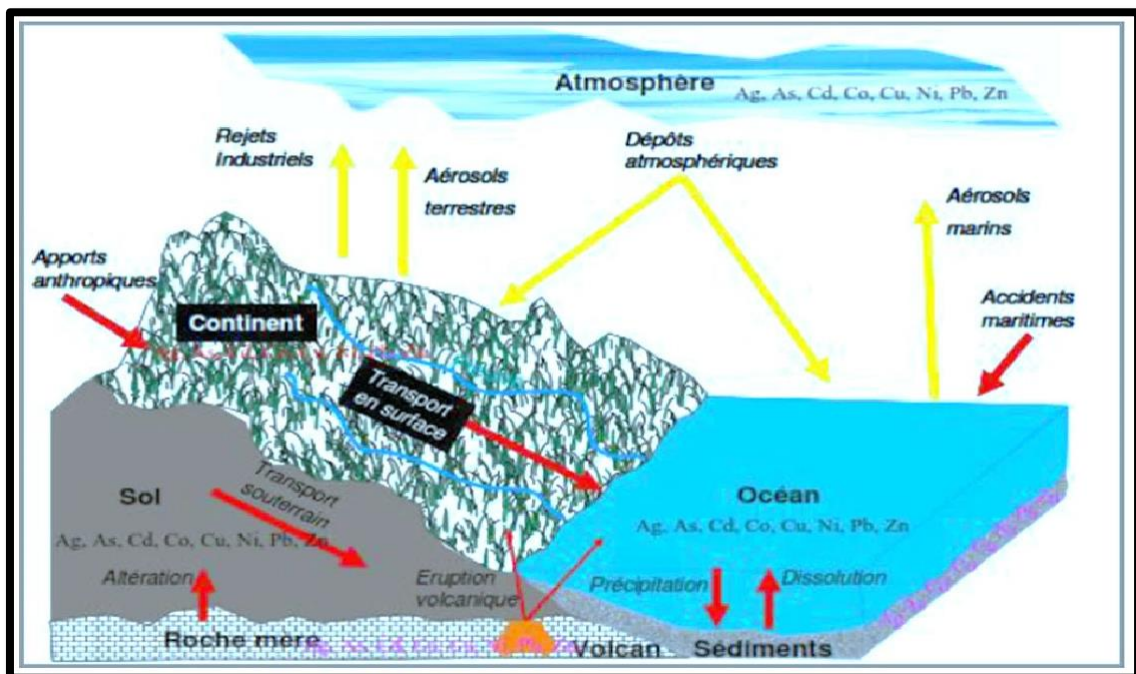


Figure I.7. Description schématique du cycle des éléments traces dans l'environnement. (N'guessan, 2008)

I.1.7 Mécanismes de fixation des métaux

I.1.7.1 Les bioindicateurs

Un indicateur biologique est un organisme ou un ensemble d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications,

naturelles ou provoquées. **(Benoit-Chabot, 2014)**. C'est le principe des « bio indicateurs quantitatifs » basé sur le fait que les organismes marins concentrent les contaminants, en particulier les métaux lourds, en relation avec les concentrations présentes dans le milieu **(Casas, 2005)**. L'intérêt des bio indicateurs réside dans le fait qu'ils permettent de révéler la présence d'un déséquilibre au sein de l'écosystème et de mettre en évidence aussi précocement que possible ses modifications naturelles, ou provoquées. Le concept de bioindicateur est très important, tout particulièrement pour la conservation et la gestion des écosystèmes **(Kerckhove, 2012)**.

Beaucoup d'organismes marins accumulent des contaminants à de très fortes concentrations dans leurs tissus **(Gao et al., 2021)**. Ces processus d'accumulation dépendent des taux d'assimilation, d'excrétion et de stockage de chaque élément **(Rainbow et Phillips, 1993)**. Plusieurs études ont été publiées sur l'utilisation de différents biotes et organismes marins pour surveiller les éléments traces dans l'écosystème. Les biotes aquatiques représentent une source incroyable de diversité dans leurs adaptations biochimiques à l'environnement et présentent un intérêt croissant pour les scientifiques pour plusieurs applications **(Carpenè et al., 2017)**.

Une bonne connaissance de la biologie des espèces (mode de vie, stratégie de nutrition, reproduction, croissance...) est une condition essentielle à leur sélection comme bio accumulateurs. **(Benguedda, 2012)**. En général, les organismes sélectionnés doivent avoir certaines caractéristiques, comme être sédentaires pour représenter la région où ils se développent, accumuler une ou plusieurs substances prioritaires, être échantillonnés régulièrement sans mettre en danger la population de l'organisme lui-même. De plus, une quantité suffisante d'échantillon doit être disponible pour l'analyse chimique **(AMPS Expert Group, 2005)**. Il existe de nombreux termes utilisés pour décrire l'absorption et la rétention d'ETM ou d'autres contaminants dans les organismes, dont beaucoup sont incohérents et déroutants **(Jorgensen, 2016)**. Actuellement, certains des termes les plus couramment appliqués et acceptés pour décrire ces processus sont la bioaccumulation et la bioamplification **(Newman, 2014 ; Jorgensen, 2016)**.

La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des ETM dans l'organisme. Des substances peu ou pas biodégradables vont se concentrer le long des divers maillons de la chaîne trophique, (Fig I.8). Les concentrations maximales se trouvent chez les grands prédateurs (Poissons, Mammifères marins, Homme) ou chez les Mollusques filtreurs

comme les moules (**Boutiba,2004**). L'appartenance à une espèce et à un groupe zoologique donné, et par conséquent, le mode de vie, joue un rôle dominant dans l'accumulation métallique (**Benguedda,2012**). Le processus se déroule en trois temps :

- l'assimilation,
- la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration,
- la bioaccumulation entre individus, ou bioamplification.

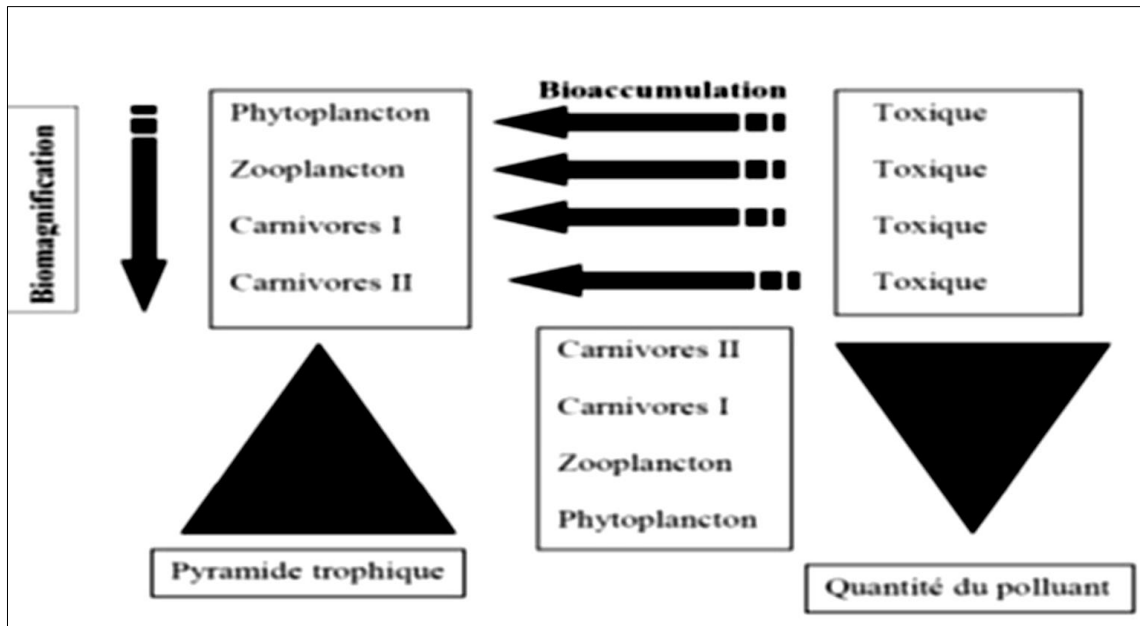


Figure I.8 : L'accumulation des polluants chimiques dans les maillons de la chaîne trophique (**Ramade, 1979**).

I.1.7.2 Assimilation

Les métaux ne sont pas assimilables par un organisme vivant sous toutes leurs formes. La concentration en métal total dans un environnement ne peut donc pas permettre de prédire l'impact toxicologique et la bioaccumulation de ce métal dans les organismes. La fraction bio disponible d'un micropolluant, représente l'ensemble des molécules présentes dans le milieu et susceptibles d'entrer en contact et/ou de contaminer les organismes, c'est ce qu'on appelle l'organotropisme (**Benguedda, 2012**). L'assimilation diffère selon les métaux, le cadmium (Cd) a tendance à se concentrer de manière significative dans le foie et les reins, avec des niveaux relativement élevés par rapport à d'autres organes. Cette tendance a été observée dans plusieurs études dans lesquelles le cadmium présentait des concentrations plus élevées dans les tissus rénaux et hépatiques des animaux, ce qui indique une tendance du cadmium à s'accumuler dans ces organes (**MacLachlan et al., 2016**). Le plomb (Pb) est présent dans divers

tissus, notamment le foie et les reins, mais ne présente pas une spécificité aussi élevée pour ces organes que le cadmium. Sa distribution est un peu plus large, affectant également les muscles et potentiellement d'autres tissus. Le mercure (Hg), surtout sous sa forme organique, a tendance à se distribuer largement dans le corps, y compris dans le système nerveux. Ceci est étayé par des études montrant une accumulation de mercure dans le foie et les reins et indiquant un potentiel d'interaction du mercure avec le système nerveux par son accumulation dans divers organes (**Arai et al., 2004**). Il existe deux voies principales d'exposition aux polluants : la voie externe, par contact (par l'air ou l'eau...) qui provoque un phénomène d'adsorption (la substance toxique reste à la surface), et la voie interne par assimilation ou absorption (**Baghdadi Mazini, 2012**). Dans une étude, des poissons estuariens n'ont pas accumulé de cadmium (Cd) ni de zinc (Zn) à partir de l'eau, même après une exposition prolongée, mais ont accumulé ces métaux à partir de leur alimentation, avec une efficacité d'assimilation (AE) faible suite à une seule alimentation et significativement plus élevée pour le zinc après plusieurs alimentations, indiquant une susceptibilité à la rétention du Zn sur une période prolongée (**McDonald et al., 2021**). Une autre recherche a révélé que les taux d'assimilation et de bioaccumulation de métaux lourds variaient significativement parmi les poissons avec ou sans écailles, les types de tissus, et selon le niveau de pollution de l'eau, avec une assimilation et une bioaccumulation plus élevées chez les poissons sans écailles (**Ajah Paul et al., 2023**)

I.1.7.3 la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration

La bioconcentration est un cas particulier de bioaccumulation. C'est le transfert direct des substances à partir du milieu ambiant (eau, sédiments, etc.) vers les tissus et les organes (**D'Adamo et al., 2008**). Phénomène par lequel des êtres vivants absorbent des substances naturellement présentes dans leur biotope ou polluantes et les accumulent dans leur organisme à des concentrations supérieures auxquelles elles se rencontrent dans le milieu naturel (**Ramade, 2000 ; Barhoumi, 2014**). Les organismes vivants concentrent les ETM beaucoup plus que l'eau et l'air. Mais l'analyse des transferts met en évidence une hiérarchie entre les espèces, classées selon leur propension à concentrer les ETM. Les fruits de mer, mollusques et crustacés, et dans une moindre mesure, certains poissons sont d'excellents « capteurs de polluants ». Les concentrations de cadmium et de plomb chez les poissons sont de deux à dix fois inférieures à celles des mollusques et crustacés mais concentrent beaucoup

le mercure, notamment le méthylmercure. Le facteur de bioconcentration (BCF) d'un produit chimique est le ratio de ses concentrations dans l'organisme et dans l'eau pendant l'état stable ou l'équilibre (Fig I.9) (Ron Van Der Oost, 2003)

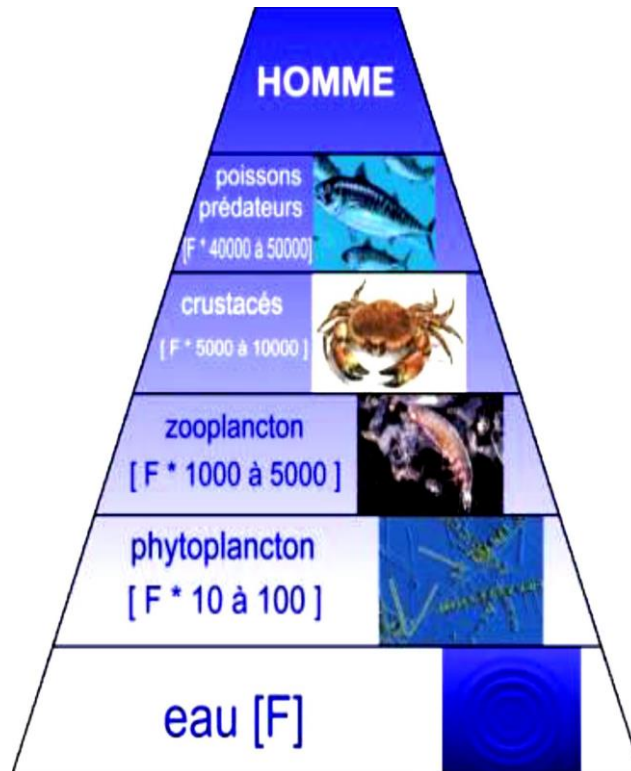


Figure I.9 : Facteur de bioconcentration dans la chaîne alimentaire
(Baghdadi Mazini,2012).

I.1.7.4 La bioaccumulation entre individus, ou bioamplification

La bioamplification 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. C'est donc la possibilité pour un toxique d'être cumulé par une chaîne trophique. Si le toxique n'est pas dégradé ou éliminé, il va s'accumuler de plus en plus au niveau de chaque maillon de la chaîne alimentaire. On appelle ce phénomène la « bioamplification » ou la « biomagnification » (Boutiba, 2004).

I.1.8 La biodisponibilité des métaux traces dans les écosystèmes aquatiques

La connaissance de la biodisponibilité d'un élément toxique dans un milieu donné est donc primordiale pour estimer l'exposition des organismes à ce toxique et son effet (toxicité, bioaccumulation, bioconcentration). La biodisponibilité a été définie comme la fraction de la quantité de l'élément chimique présent dans le sol/sédiment et l'eau (interstitielle) qui peut

potentiellement être prise pendant la durée de vie de l'organisme dans ses tissus (excluant le tube digestif). (**Ron Van Der Oost, 2003**). Un métal est considéré comme biodisponible quand il est assimilé par un organisme et peut entraîner un effet sur celui-ci. La biodisponibilité dépend à la fois des caractéristiques physico-chimiques du milieu et de la biologie de l'organisme (**Wang et Fisher, 1997 ; Ramade, 2011 ; Diop, 2014**). La biodisponibilité des métaux lourds concerne la fraction labile, c'est-à-dire libre dans l'eau et les sédiments pouvant être ingérée par les organismes aquatiques.

Cette biodisponibilité est définie comme étant la fraction des métaux lourds ingérée par un organisme et transportée vers les sites pour exercer leurs actions. Des études ont montré que les teneurs totales des métaux lourds ne sont pas corrélées avec les effets biologiques (**Campbell et Newell, 1998 ; Janssen et al., 2000 ; Di Toro et al., 2001**). Cette biodisponibilité est sous la dépendance non seulement des teneurs en métaux lourds mais aussi de la physicochimie de l'eau et des sédiments. La connaissance de la biodisponibilité d'un élément toxique dans un milieu donné est donc primordiale pour estimer l'exposition des organismes à ce toxique et son effet (Toxicité, bioaccumulation, bioconcentration).

I.2 Matériel biologique

Les organismes marins, exclusivement les céphalopodes sont des prédateurs actifs retrouvés de la zone polaire jusqu'aux écosystèmes tropicaux, et des eaux peu profondes à des environnements marins très profonds. En outre, ils constituent une source importante de nourriture pour de nombreuses espèces de prédateurs supérieurs (**Klages, 1996 ; Rosas-Luis et al., 2016**). Ils ont donc un rôle clés dans plusieurs écosystèmes marins et ils ont aussi un intérêt croissant dans la vie marine (**Rodhouse et Nugmatulin ,1996 ; Chesnais et al.,2019**). Les céphalopodes sont de très bons indicateurs de pollution pour les eaux côtières, ils sont connus pour leur faculté à accumuler les polluants. (**Danis et al.,2005**). Par exemple, une récente étude sur le mercure (Hg) dans les tissus de cinq espèces de céphalopodes a révélé que ces organismes peuvent accumuler du Hg dans différents tissus, y compris le système nerveux, ce qui souligne leur potentiel en tant qu'indicateurs de la pollution par le mercure dans les milieux marins (**Minet et al., 2020**). Les glandes digestives ou hépatopancréas (l'homme ne la consomme généralement pas) sont un site majeur de stockage pour ces éléments. Les céphalopodes sont une source importante de cadmium pour les mammifères

marins et les oiseaux qui les consomment. Les taux mesurés dans ces organes sont supérieurs à ceux mesurés dans la chair (**Bustamente *et al.*,1998 ; Ariano *et al.*, 2019**).

Pour ce travail, nous avons choisi la pieuvre (Fig I.10). Le choix de cette espèce est intéressant. Elle présente l'intérêt d'être un important filtreur d'eau et donc susceptible d'accumuler d'importantes quantités de polluants contenus dans l'eau de mer. Elle nous renseigne donc sur la salubrité aussi bien du milieu que des produits halieutiques (**Bendada et Boulakradeche,2011**). Les poulpes sont présents dans le milieu assez longtemps pour fournir une image représentative de la qualité de ce dernier. Ils ont des cycles d'au moins plusieurs mois et en général d'un an à deux ans. Ils ont un rôle clé dans de nombreux écosystèmes marins et sont également d'un intérêt croissant pour la pêche à travers le monde, consommés par les humains (**Vaz-Pires *et al.*, 2004**). Les poulpes jouent aussi un rôle central dans le transfert des métaux dans les réseaux trophiques marins. Cette particularité écologique, couplée à leur importance économique a fait émerger l'intérêt d'étudier leur métabolisme vis-à-vis des métaux. (**Mather,2006**)



Figure I.10 : Illustrations du poulpe *Octopus vulgaris* (photos originales 2018)

I.2.1 Généralités sur les céphalopodes

Les céphalopodes sont un groupe ancien apparu à la fin du Cambrien plusieurs millions d'années avant que les premiers poissons primitifs commencent à nager dans l'océan. Très prisés par les pays méditerranéens et asiatiques, les céphalopodes ont vu leur exploitation augmenter très fortement au cours des dernières décennies en Atlantique et en Mer de la Manche, ou encore en Mer d'Ecosse et en Mer du Nord, essentiellement pour répondre à cette demande croissante. En 1983 est fondé le CIAC (Cephalopod International Advisory Council) en charge de stimuler, associer, et promouvoir les études ayant trait aux céphalopodes ainsi que de se positionner en référent dans la gestion des stocks exploités. Si d'une part ces organismes présentent des taux de croissance exponentiels à court terme, d'autre part il faut considérer le fait qu'il s'agit d'animaux très sensibles aux conditions environnementales. Les variations des conditions de température peuvent avoir des conséquences inattendues sur le taux de croissance, la maturité sexuelle et la taille des futurs adultes, conduisant à des effondrements soudains (**Graham et Portela, 2014**). Des baisses du nombre de captures ont été observées en correspondance avec l'augmentation des températures de la mer (**Jereb et al., 2016**). Actuellement, de nombreuses études portent sur l'état des stocks de céphalopodes en vue de mettre en place une gestion rationnelle et d'évaluer les risques de surexploitation (**Pierce et Guerra, 1994, Royer et al., 2002, 2006, Gras et al., 2016**). Néanmoins, cet objectif nécessite une bonne connaissance et une bonne compréhension de la dynamique de ces populations et donc des paramètres fondamentaux tels que la mortalité naturelle, la reproduction, la croissance, la durée de vie et le recrutement (**Challier, 2005**). Les céphalopodes (Cephalopoda, du grec képhalé, la tête, et podos, le pied) sont des animaux exclusivement marins et ubiquistes appartenant à la famille des mollusques. La classe des Céphalopodes comprend aujourd'hui plus de 700 espèces ayant colonisé la plupart des biotopes marins, ceci témoigne du succès évolutif de ce groupe. Bien que tous les aspects de la phylogénie des céphalopodes ne soient pas encore entièrement résolus (**Carlini et al., 2000 ; Lindgren et al., 2004 ; Strugnell et Nishigushi, 2007**). Comme les poissons, les céphalopodes ont développé des adaptations morphologiques et anatomiques particulières pour s'adapter à leur milieu de vie. Ils restent différents par certains aspects de leur biologie et écologie (**Dhikra, 2016**). Les céphalopodes peuvent avoir une répartition verticale et être pélagiques. Les céphalopodes récents les mieux connus représentent trois lignées distinctes.

Le calmar évolue en pleine mer, la seiche, elle, est un peu au-dessus du fond marin, tandis que la pieuvre (ou poulpe) ne le quitte que rarement. Cette répartition n'est cependant pas figée et les céphalopodes réalisent des migrations verticales diurnes ou nocturnes ou saisonnières, à la recherche de proie, ponte, etc...**(Dhikra,2016)**. Les Mollusques Céphalopodes (Fig I.11) sont présents dans tous les océans et les mers du monde, de la surface jusqu'aux profondeurs de plus de 7000 mètres, de la province néritique du littoral au domaine pélagique hauturier.



Figure I.11 : Différentes espèces des céphalopodes **(Saddikioui,2019)**

Les céphalopodes appartiennent aux sous-classes des Nautiloïdés et des Coléoidés **(Bonnaud,1995)**. Les Nautiloidea, qui possèdent une coquille externe et deux paires de branchies et les Coleoidea, qui diffèrent par une coquille interne et une seule paire de branchies **(Jereb et Roper, 2005)**. Coleoidea, Cette sous-classe comprend tous les céphalopodes modernes à l'exception du Nautilus, comprenant des familles de calmars, de poulpes et de seiches. Les coloïdes présentent un haut niveau de complexité comportementale. La sous-classe a été bien documentée dans les archives fossiles, reflétant son adaptation et sa survie à travers diverses périodes géologiques **(Sanchez et al., 2018 ; King et Evans, 2019)**. Les deux principaux groupes de Coleoidea sont, d'une part, les décapodes qui possèdent huit bras et deux longs tentacules dits « préhenseurs » et d'autre part les octopodes

qui possèdent huit bras. Chez les céphalopodes, le corps est constitué de deux régions principales : le céphalopodium et le complexe palléoviscéral (**Saddikioui,2019**). La bouche des céphalopodes est chitineuse, similaire à un bec de perroquet et munie d'une radula. Cette bouche est entourée de bras portant des rangées de ventouses ou des crochets. Le système circulatoire présente 3 cœurs : Un cœur systémique et deux petits cœurs branchiaux (**Dhikra,2016**).

Le système respiratoire est composé de branchies assurant les échanges respiratoires.

Le système nerveux est très développé avec un cerveau large formé par un ensemble de ganglions cérébroïdes fusionnés, et plusieurs connections périphériques. Le système excrétoire est formé par les sacs rénaux, les glandes péricardiales, les cœurs branchiaux et les branchies (**Dhikra,2016**).

I.2.2 Présentation de l'espèce étudiée : *Octopus vulgaris*

Le poulpe *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) est un mollusque qui appartient à la classe des Céphalopodes, dépourvu de coquille, le corps est entièrement mou. Ses principaux noms courants sont : poulpe, poulpe commun, pieuvre ou poulpe de Montfort (français), common octopus (anglais), pulpo comun (espagnol), Le genre *Octopus*, avec ses 2 rangées de ventouses en position ventrale se distingue du genre *Eledone* qui n'en compte qu'une. En réalité, *Octopus vulgaris* était connu bien avant les travaux de Cuvier en 1797, notamment par Aristote qui l'identifia correctement parmi une douzaine d'espèces de la Méditerranée-Est (**Mangold, 1983**). Sur le plan anatomique (Fig I.12), le poulpe est un animal trapu, avec une coloration très variable, communément marbrée de brun, de blanc et de beige. Ce sont des animaux marins dont le corps est composé de deux parties : le cephalopodium (les bras et la tête) et le complexe palléoviscéral. C'est-à-dire le manteau enfermant les viscères, Le corps arrondi et compact n'a aucune trace de coquille et est si flexible qu'il prend une forme hydrodynamique lorsque la pieuvre nage en expulsant l'eau du siphon (nage à jet). Cependant, pendant la baignade, les cœurs du poulpe cessent de battre, provoquant une dette d'oxygène. Cela est dû à l'augmentation de la pression qui se forme à l'intérieur de la cavité du manteau qui empêche le retour veineux, c'est pourquoi la nage au jet ne peut pas être un système de locomotion régulier (**Villanueva et Norman, 2008**). *Octopus vulgaris* diffère des autres céphalopodes comme le calmar et la seiche en n'ayant que 8 bras (tentacules) qui sont les

parties qui contiennent la majeure partie du système nerveux qui aide à la locomotion du poulpe et à d'autres stratégies de chasse et d'alimentation ainsi qu'à la défense (**Mazzolai et al., 2013**). Ces huit bras pouvant comporter chacun jusqu'à plus de 200 ventouses. C'est le membre le plus imposant de la famille (**Bendada et Boulakradeche, 2011**). Elles sont liées à une tête portant de chaque côté les yeux et elle-même prolongée par un corps musculaire (le manteau), où se trouvent les appareils digestif, pulmonaire et génital. Sur la face ventrale du manteau s'ouvre une large fente, la fente palléale, qui laisse entrer l'eau de mer dans la cavité palléale où se trouvent branchies et viscères. De la fente sort le tuyau de l'entonnoir, dont la partie intérieure est évasée. C'est de ce tuyau que l'eau est expulsée avec plus ou moins de force, selon les besoins de l'animal pour se propulser. Dans la cavité palléale, près de l'entonnoir, s'ouvrent également l'anus et les orifices rénaux et génitaux (oviducte ou pénis). La pieuvre, comme tous les invertébrés, n'a pas de squelette. La bouche qui s'ouvre entre les tentacules, est armée d'une paire de mandibules cornées normalement invisibles. Le manteau de la pieuvre commune mesure jusqu'à 25 cm de longueur, les bras jusqu'à 1 m de long (**Norman, 2000**). Son poids à taille adulte avoisine les 8 kg. Les poulpes, bien qu'ils soient daltoniens, peuvent adapter les motifs de leur peau pour qu'ils correspondent à la luminosité et à la texture de leur environnement immédiat, permettant ainsi un camouflage efficace sur un large éventail d'arrière-plans. Cette capacité est facilitée par les chromatophores de leur peau, qui réagissent probablement aux changements de luminosité plutôt qu'à la chromaticité. Une étude a démontré que les céphalopodes peuvent modifier à la fois la luminosité et la chromaticité de leur peau, bien qu'ils n'atteignent pas le même niveau de saturation des couleurs que certains de leurs fonds naturels. L'étude a en outre exploré comment les poulpes pourraient apparaître à quatre prédateurs potentiels dotés de systèmes visuels différents, suggérant que les poulpes peuvent efficacement faire correspondre les couleurs d'arrière-plan de certains prédateurs mais pas d'autres (**Nahmad-Rohen et al., 2022**). Le système circulatoire est fermé et se compose de 3 cœurs : deux branchiaux et un systémique. *Octopus vulgaris* possède une paire de branchies bien vascularisées (Dibranchiate) qui lui permettent de respirer à travers un système à contre-courant : le flux d'eau passe à travers les lamelles de chaque branchie dans le sens opposé à celui du sang, ce système permet de maximiser l'échange de gaz (**Boyle et Rodhouse, 2005**). Dans les branchies, le sang est oxygéné, après quoi il est poussé vers le cœur systémique (2 oreillettes et 1 ventricule) qui, grâce à une pression systolique puissante, pompe le sang le long de la

périphérie du corps. Le sang oxygéné de la pieuvre a une couleur bleue, en raison de la présence de cuivre contenu dans l'hémocyanine pigmentaire respiratoire. Le lien entre l'oxygène et l'hémocyanine est moins efficace que celui avec l'hémoglobine des vertébrés, pour cette raison une pression artérielle et un débit plus élevé sont nécessaires pour maintenir le taux métabolique élevé de ce prédateur actif (**Jereb et al., 2016**). Quant au système nerveux central, il est composé d'une masse plus ou moins compacte de cellules qui composent le cerveau, liées à une série de ganglions périphériques. Le cerveau est situé entre les yeux et est enfermé dans un crâne cartilagineux robuste, protégé par une capsule cartilagineuse qui joue le rôle de boîte crânienne des vertébrés. Il existe des divisions fonctionnelles claires entre les différents lobes cérébraux, les zones responsables du contrôle des différents muscles sont situées dans les cerveau œsophagien, tandis que ceux qui contrôlent les bras, le manteau, la tête, le siphon et les chromatophores sont situés dans la partie sous-œsophagienne (**Boyle et Rodhouse, 2005**).

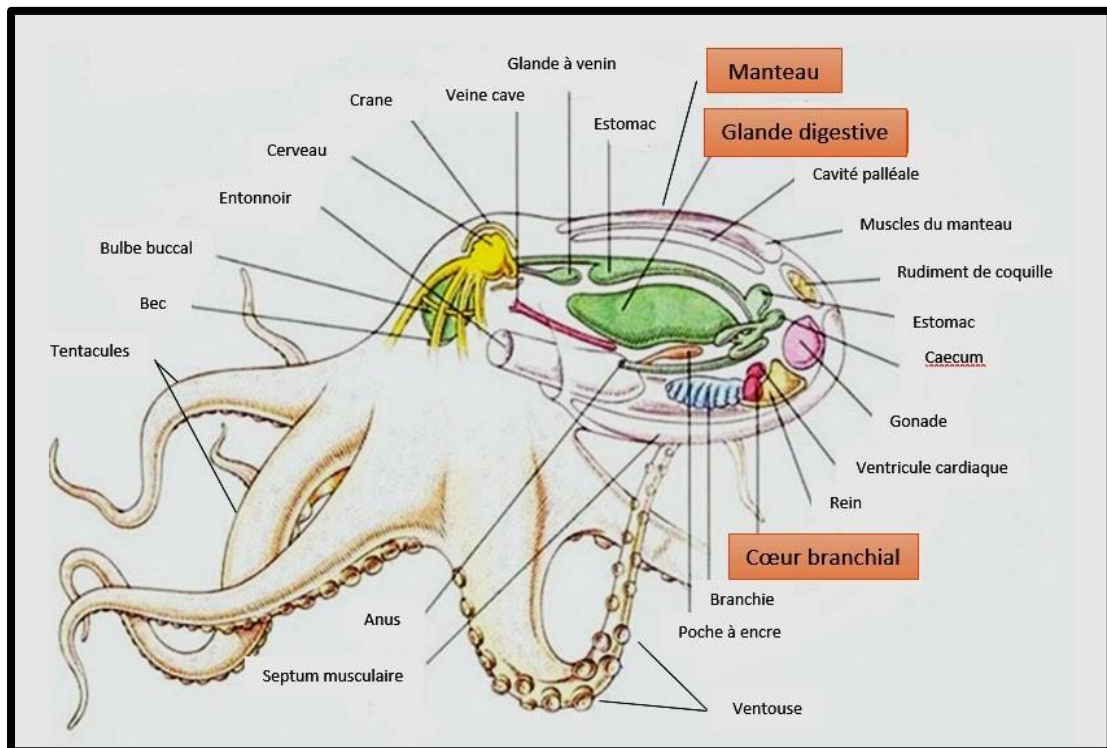


Figure I.12 : Anatomie du poulpe commun (**Bendada et Boulakradeche, 2011** légèrement modifiée) (L'encadrement des organes étudiés dans ce travail)

I.2.2.1 Position systématique

Octopus vulgaris (Cuvier, 1797) est un invertébré marin appartenant au phylum des mollusques et à la classe des céphalopodes, L'espèce appartient au genre *Octopus*. Une étude a révélé que *Octopus vulgaris*, autrefois considéré comme une espèce cosmopolite, fait partie d'un complexe d'espèces comprenant six espèces distinctes réparties dans le Pacifique, l'Atlantique Ouest, et l'océan Indien autour de l'Afrique du Sud. Cette répartition souligne la complexité taxonomique au sein du groupe *Octopus vulgaris* et l'importance de la phylogénie pour clarifier l'identification des espèces ciblées par les pêcheries (**Avendaño et al., 2020**). La classification systématique d'*Octopus Vulgaris* est présentée ci-dessous. (Tab I.8)

Tableau (I.8): La systématique de poulpe *Octopus vulgaris* (Anonyme 2, 2018)

	TERMES SCIENTIFIQUES	TERMES EN FRANÇAIS	DESCRIPTIF
Embranchement	Mollusca	Mollusques	Organismes non segmentés à symétrie bilatérale possédant un pied musculeux, une radula, un manteau sécrétant des formations calcaires (spicules, plaques, coquille) et délimitant une cavité ouverte sur l'extérieur contenant les branchies.
Classe	Cephalopoda	Céphalopodes	Yeux complexes, coquille interne, externe cloisonnée ou absente, cavité palléale musclée, siphon musculeux, tentacules ou bras (munis de ventouses), poche à encre.
Sous-classe	Coleoidea / Dibranchiata	Coléoïdes / Dibranchiaux	Ventouses sur les bras, au nombre de 10 au moins. Bras hecto cotyle pour le transfert du spermatophore. 2 branchies, 2 néphridies, une coquille interne ou vestigiale, des chromatophores, une poche à encre, un grand cerveau.
Super ordre	Octobrachia	Octopodiformes	Céphalopodes à huit tentacules, connectés par une sangle interbranchiale. Corps en sac globuleux. Ventouses rondes symétriques sans anneau corné. Jamais de crochets.
Ordre	Octopoda	Octopodes	8 bras. Corps en forme de sac. Ce sont les poulpes.
Sous-ordre	Incirrina / Incirrata	Incirrates	Nageoires et lame interbranchiale perdues. Benthiques pour la plupart.
Famille	Octopodidae	Octopodidés	
Genre	Octopus		
Espèce	<i>Octopus vulgaris</i> (Cuvier, 1797)		

I.2.2.2 Ecologie

I.2.2.2.1 Habitats et aire de répartition spatiale

Octopus vulgaris vit près de la côte jusqu'au bord extérieur du plateau continental à des profondeurs comprises entre 0 et 200 mètres. De nombreuses observations montrent que la densité en poulpes décroît avec la profondeur (Silva *et al.*,2002), il est distribué presque partout dans le monde (Fig I.13), il se trouve dans les eaux tropicales, subtropicales et tempérées, habite les eaux chaudes et tempérées, mais pas dans les bandes climatiques polaires ou subpolaires, car en dessous de 7 ° C, il devient inactif. Sa présence est abondante en mer Méditerranée, dans l'océan Atlantique oriental et dans les eaux japonaises (Jereb *et al.*, 2016). Il se trouve sur tous les types de fond : rocheux, sableux, vaseux, mais les zones de plus grande abondance correspondent à des sédiments de sables fin à grossier. Il se cache dans les trous et les crevasses s'il est attaqué. Mais la pieuvre commune se trouve généralement dans la `` zone côtière proche'' (Miesel *et al.*,2006).



Figure I.13 : Répartition géographique d'*Octopus vulgaris* (Jereb *et al.*, 2016)

(L'aire de répartition de l'espèce est indiquée par un trait rouge)

1.2.2.2 Déplacement

Contrairement aux calmars, le poulpe est plutôt sédentaire. Mais cela n'exclue pas des déplacements à l'intérieur de l'aire de répartition qui est à l'origine des variations spatio-temporelles de la répartition et de l'abondance observées au cours de l'année pour répondre à leurs besoins écologiques et biologiques (**Quinteiro et al., 2020**). *Octopus vulgaris* effectue des migrations saisonnières, bien que limitées. Ils se déplacent généralement dans les eaux plus profondes pour l'hiver, tout en remontant davantage à la surface pendant l'été. Dans la partie ouest de la Méditerranée, les individus matures ou en voie de maturation se déplacent le long de la côte au début du printemps, suivis plus tard par des individus plus petits ou immatures. Ces deux groupes commencent à se retirer dans des eaux plus profondes vers août / septembre et novembre / décembre, respectivement (**Jereb et al., 2016**).

1.2.2.3 Activité écologique

Le poulpe *Octopus vulgaris* est une espèce diurne et nocturne bien qu'elle semble essentiellement nocturne en Méditerranée (**Brown et al., 2006**). Les céphalopodes en eau peu profonde sont largement influencés par les signaux lumineux (**Miesel et al., 2006**). De plus, la pieuvre commune a la capacité de changer son profil d'activité si nécessaire en fonction des besoins changeants de l'organisme. La capacité des poulpes à changer d'apparence rend particulièrement difficile l'identification in situ de ces espèces quand les paramètres morphologiques sont sensiblement identiques (taille maximale, longueur des bras relativement à celle du manteau et différences de longueur entre les paires de bras notamment). (**Meisel et al., 2006**). Quand de nombreux individus se trouvent concentrés sur un même territoire de chasse, les plus grands ont un comportement dominant envers les plus petits, lesquels adoptent un comportement de subordonnés. Ils sont à l'occasion poursuivis par les dominants (**Tricarico et al., 2011**). Les poulpes sont généralement des animaux solitaires en dehors de la période de reproduction (**Boal, 2006**). La plupart des espèces est plutôt asociale, et la rencontre de deux individus peut tourner à l'affrontement. Celui-ci peut consister en un affrontement ritualisé caractérisé par un entrelacement des bras à l'occasion duquel chacun se mesure à la puissance de l'autre, puis si nécessaire se poursuivre par un contact ventral pendant lequel chacun s'efforce de pousser l'autre, les morsures étant rares. Les combats peuvent aussi devenir réels, les deux corps formant une boule compacte et la

mort de l'adversaire semblant recherchée notamment par asphyxie (**Hanlon et Forsythe, 2008 ; Huffard et Bartick, 2015**).

I.2.2.3 Importance commerciale

Le poulpe, la seiche et le calmar sont des espèces à durée de vie courte qui présentent des dynamiques beaucoup plus rapides et plus instables que celles des stocks de poissons. La dynamique de leurs populations est variable d'une année à une autre, entraînant ainsi une forte variabilité interannuelle des captures. *Octopus vulgaris* est l'étiquetage commun des poulpes commerciaux capturés par les pêcheries du monde entier. Les poulpes sont consommés par l'Homme ; ils sont pêchés depuis toujours par les peuples côtiers, pour leur richesse en protéines du point de vue de la subsistance, et pour la source de revenus qu'ils représentent du point de vue économique. En raison de la demande, le poulpe commun est une espèce cible pour de nombreuses pêcheries (**Garcia et Castro, 1998**). Rien qu'en Afrique du Nord-Ouest, c'est la première espèce cible pour la pêche (**Hernandez-Lopez et Castro-Hernandez, 2001**). Il y a actuellement trois types de pêche au poulpe : industrielle, de subsistance, et « sportive ». Il peut être pêché à la main, au leurre (naturel, comme une coquille de porcelaine, ou artificiel), au harpon (à pied ou en plongée avec palmes, masque et tuba), à la foëne, à la ligne garnie d'appâts, à la planchette, au bâton, au piège ou au pot, cette dernière technique pratiquée dès l'Antiquité (le poulpe vient se cacher dans le pot et est remonté avec lui) (**Wells, 1962 ; Jereb et al., 2016**). Généralement, La pêche au poulpe se déroule à grande échelle avec des moyens industriels (chaluts, casiers, navires) et à petite échelle avec des moyens artisanaux (à la main). (**Jereb et al., 2016**). Cependant, La pêche à grande échelle d'*Octopus Vulgaris* à des fins de consommation humaine a de nombreuses répercussions, dont beaucoup ne connaissent pas tous les effets, comme la dynamique des populations et la répartition des espèces (**Katsanevakis et Verriopoulos, 2005**).

Les stratégies de gestion de la pêche au poulpe peuvent varier considérablement d'une région à l'autre, reflétant les différences entre les espèces de poulpes, les écosystèmes locaux et l'importance socio-économique de la pêche au poulpe. Par exemple, dans certaines régions du sud de l'Europe, la pêche au poulpe a une valeur sociale et économique considérable, et les stratégies de gestion locale peuvent inclure à la fois des contrôles des intrants et des extrants, ainsi que des approches de gestion communautaire pour garantir une exploitation

durable (**Pita et al., 2021**). Une recherche menée par Mtonga, *et al.*, (2022) a révélé une augmentation significative de la capture de poulpes en Tanzanie, passant de moins de 2000 tonnes annuelles avant 2018 à 5,687 tonnes en 2019. Cette hausse de la pêche représente à la fois une opportunité économique et un défi de gestion pour assurer la durabilité de cette pêche artisanale importante pour les communautés côtières (**Mtonga, et al., 2022**). Le poulpe est commercialisé sous forme d'animal entier frais ou décongelé ; sous cette forme, sa consommation est limitée à quelques amateurs éclairés. Les réglementations telles que les limites de poids minimum sont généralement établies par les autorités de gestion des pêches au niveau national ou régional et peuvent faire partie de plans de gestion des pêches plus larges qui incluent des mesures de surveillance, de recherche et d'application. Ces mesures réglementaires s'appuient sur la recherche scientifique sur la biologie du poulpe, la dynamique des populations et les impacts des activités de pêche sur les écosystèmes, dans le but d'équilibrer la récolte du poulpe avec la durabilité écologique et les besoins des communautés de pêcheurs.

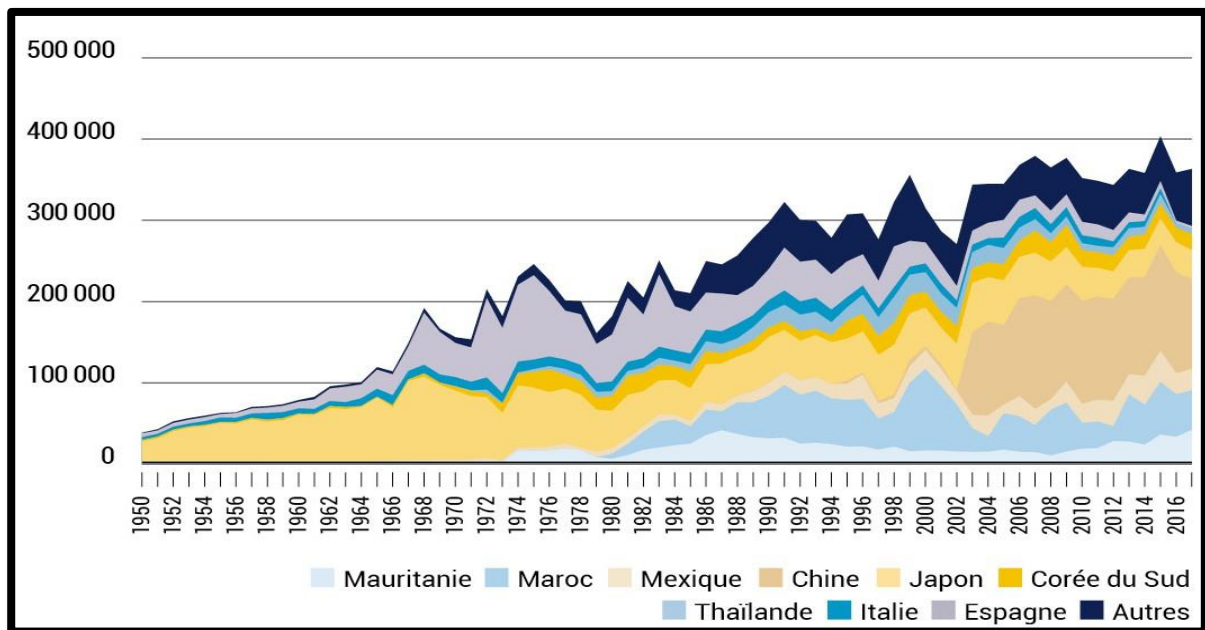


Figure I.14 : Débarquements mondiaux de poulpes toutes espèces confondues en tonnes (FAO,2018)

En Algérie, selon le décret exécutif n° 04-188 du 19 Joumada El Oula 1425 correspondant au 7 juillet 2004 (**M.P.R.H, 2004**) fixant les modalités de capture, de transport et de commercialisation des produits de la pêche sont prohibés la capture, le transport et la

commercialisation des espèces n'ayant pas atteint la taille minimale marchande (Tab I.9). Celle-ci est indispensable pour empêcher la capture des individus immatures, afin d'éviter la surexploitation des stocks et assurer la pérennité de la ressource (**Mouffok, 2008**).

Tableau (I.9) : Tailles minimales marchandes de quelques principales espèces de la méditerranée (**M.P.R.H, 2004**)

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Taille minimale (cm)
Poulpe	<i>Octopus vulgaris</i>	12
Moule	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	4
Crevette blanche	<i>Parapenaeus longirostris</i>	2
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	11
Daurade	<i>Sparus aurata</i>	19
Mérou noire	<i>Epinephelus guaza</i>	40
Merlu	<i>Merluccius merluccius</i>	20

Plus de 100 espèces de poulpes sont collectées à des fins humaines, malgré cela, les statistiques de capture rapportées par la FAO répertorient actuellement 4 espèces (*Octopus vulgaris*, *Octopus maya*, *Eledone cirrhosa*, *Eledone moschata*). Toutes les autres sont classées comme non identifiées. Parmi les 4 espèces, la plus pêchée dans le monde est *Octopus vulgaris* (**Jereb et al., 2016**).

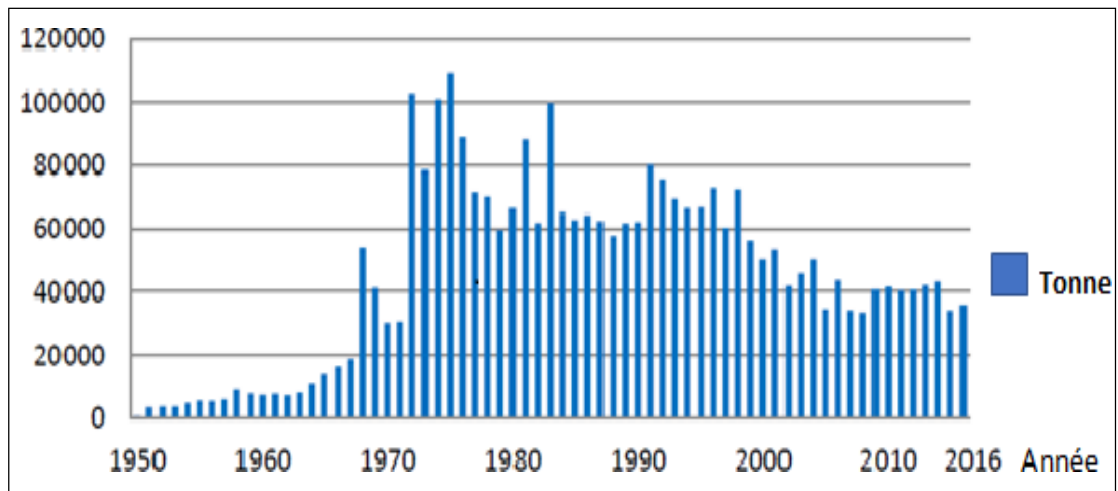


Figure I. 15 : Captures mondiales d'*Octopus vulgaris* (en tonnes) (FAO FishStat,2016)

La baisse des captures mondiales d'*Octopus vulgaris*, depuis les sommets du début des années 1970 (plus de 100 000 tonnes) jusqu'à environ 36 000 tonnes en 2016, reflète des changements importants dans la pêche de poulpe au fil des décennies. Selon Sauer et al., (2019) dans leur étude complète intitulée « World Octopus Fisheries », bien que les populations de céphalopodes, y compris les poulpes, aient augmenté à l'échelle mondiale au cours des six dernières décennies, les fluctuations des captures d'*Octopus vulgaris* mettent en évidence les défis auxquels cette pêche particulière est confrontée. L'étude mentionne que si la production mondiale totale déclarée de poulpes a montré une augmentation relativement constante des captures, passant de 179 042 tonnes en 1980 à 355 239 tonnes en 2014, les tendances spécifiques d'*Octopus vulgaris* indiquent une situation plus complexe avec des déclin substantiels par rapport aux pics antérieurs des années 1970. Ces changements soulignent l'importance des pratiques de gestion durable et la nécessité de lutter contre la surpêche et la dégradation de l'habitat pour soutenir le rétablissement et la stabilité future des stocks de poulpe à l'échelle mondiale (Sauer et al., 2019).

I.2.2.4 Biologie

I.2.2.4.1 Reproduction

Octopus vulgaris sont ovipares, ont des sexes séparés avec un appareil reproducteur typique pour les femelles (ovaires, oviductes, etc.) et les mâles (testicules, pénis, etc.). A âge égal, ces derniers sont généralement plus gros, les mâles et les femelles ont un taux d'abondance presque égal (Silva et al.,2002). Le troisième bras dorsal droit de l'*Octopus vulgaris*, connu

sous le nom d'hectocotyle, joue un rôle crucial dans la reproduction. (Wodinsky, 2008). Enfin, ils se distinguent par la présence d'une ventouse sans commune mesure avec les autres ventouses qui sont de même taille (chez la femelle, les ventouses sont uniformes). (DPM, 2009). Les femelles passent beaucoup de temps à s'occuper et à couvrir leurs œufs. Les mâles et les femelles de l'espèce mourront après l'éclosion des œufs. Le dimorphisme sexuel est léger, les mâles ayant des ventouses sélectivement plus grandes sur leurs deuxième et troisième bras (Hanlon et Messenger, 1996). Les mâles atteignent généralement la maturité sexuelle avant les femelles (Silva et al., 2002), les mâles sont matures dès que leur poids atteint 200 g, chez les femelles la maturité sexuelle peut intervenir à des poids assez différents et plus importants, à partir de 500 g (Guard et Mgaya 2002 ; Raberinary et Benbow 2012). En effet, L'étude de la maturité sexuelle permet d'avoir au moins un double intérêt (Fontana, 1979) :

1/ la détermination des périodes de reproduction par l'étude de l'évolution mensuelle ou saisonnière du pourcentage de stade "ponte" dans les échantillons. Ces données sont indispensables pour fixer l'âge des différentes cohortes et déterminer la croissance ;

2/ la disposition d'informations utiles pour l'étude de la fécondité (Mamoudou, 1988).

L'accouplement : Une étude sur le cycle de reproduction d'*Octopus vulgaris* souligne qu'ils se reproduisent une fois et meurent après la reproduction, présentant ce que l'on appelle une stratégie de vie sémelpare. Cette stratégie se caractérise par une croissance rapide jusqu'à maturité, un événement de reproduction unique et intense dans lequel toutes les réserves d'énergie accumulées sont investies, suivi de la mort (DPM, 2014 ; Sieiro et al., 2020). Les mâles produisent et maintiennent le sperme dans les spermatophores et déposent ces sacs dans les femelles en utilisant une adaptation du troisième bras droit connu sous le nom d'hectocotyle (Caveriviere, 2005). L'accouplement s'effectue via l'hectocotyle qui sert au transfert des spermatophores du mâle à l'oviducte de la femelle où ces paquets de spermatozoïdes éclatent. Les spermatozoïdes, stockés in situ, fécondent les œufs au fur et à mesure de leur ponte. La reproduction est possible à partir du poids de 260 g pour les mâles, à un poids plus élevé pour les femelles. (DPM, 2009). Les œufs sont de type télolécithes, oblongs (2 x 1 mm environ). Du fait de leurs lésions nerveuses irréversibles, les poulpes mâles et femelles ne s'alimentent plus une fois accouplés. Les femelles deviennent même

inaccessibles à la pêche, couvent, aèrent et ventilent leurs œufs réunis en cordons et fixés au toit de leurs abris à l'aide de sécrétions (DPM ,2009).

Période de ponte : Des études récentes sur *Octopus vulgaris* ont fourni un aperçu des périodes de frai typiques et des influences environnementales sur ses cycles de reproduction : Dans le nord de la mer d'Alboran (Méditerranée occidentale), la période de frai d'*Octopus vulgaris* a généralement lieu pendant les mois les plus chauds, les femelles matures frayant principalement entre juin et août. Les facteurs environnementaux tels que la température sont cruciaux pour déterminer la durée des phases embryonnaires et planctoniques, influençant le succès du recrutement de l'espèce (García-Martínez *et al.*, 2018).

Une étude détaillée d'une femelle *Octopus vulgaris* couvant dans la nature, surveillée pendant 128 jours, a révélé un aperçu des conditions naturelles affectant le développement embryonnaire. Cette étude a mis en évidence le caractère intermittent des processus de ponte et d'éclosion, fortement influencés par les variations de température ambiante au sein de la tanière de ponte (Garcí *et al.*, 2015).

Incubation : La femelle ventilerait sa ponte jusqu'à éclosion (de 24 à 125 jours suivant la température), sans s'alimenter durant toute cette période. Après l'éclosion, les mâles et les femelles mourront (Hanlon et Messenger, 1996). Leur cycle de vie complet ne dure qu'entre douze et quinze mois (Katsanevakis et Verriopoulos, 2005).

1.2.2.4.2 Proies, prédateurs et défense contre les prédateurs

Les céphalopodes occupent une place intermédiaire dans la chaîne trophique des écosystèmes marins car ils sont à la fois proies et consommateurs, et de ce fait ils nouent des relations alimentaires avec des espèces nombreuses et variées appartenant à différents groupes zoologiques. Comme tous les céphalopodes, le poulpe est un prédateur actif, localise sa proie grâce à son excellent système visuel, mais les signaux chimiques sont également considérés comme jouant un rôle important (Boyle et Rodhouse, 2005). Ils sont des prédateurs carnivores et préfèrent se nourrir sur une variété d'espèces de proies vivantes (Fiorito et Gherardi, 1999). L'alimentation du poulpe est normalement à dominante de crustacés (crabes, crevettes, langoustes, etc.). Par exemple, des œufs de crabe ont été trouvés

au niveau de ses contenus stomacaux en saison froide. Il sait aussi faire preuve d'opportunisme en consommant des poissons (téléostéens et poissons cartilagineux) et mollusques (**Diatta, 2000**). Malgré leur férocité en tant que prédateurs invertébrés des océans, les pieuvres sont la proie de nombreux carnivores dominants. Les pinnipèdes des océans du monde entier se nourrissent de céphalopodes (**Klages, 1996**). Les grands ennemis des poulpes sont les murènes et les congres car ils se disputent souvent la même grotte, ils sont pratiquement sans défense face à eux. Les autres grands poissons carnassiers constituent également un danger pour eux. Les phoques sont aussi une menace pour le poulpe parce qu'ils sont des nageurs rapides et qui ne peuvent pas suivre une vitesse de nage rapide pendant une longue période de temps (**Klages, 1996**). Gros poissons prédateurs, comme le Barracuda, sont aussi une menace pour *Octopus vulgaris*. Les anguilles sont aussi particulièrement dangereuses pour les poulpes (**Hanlon et Messenger, 1996**). En effet, ils figurent parmi les proies préférentielles des grands poissons prédateurs, requins, raies, Serranidae, Carangidae, etc., mais ils consomment en grande partie des poissons de petites tailles et des crustacés. (**Mohanti et al., 2014**)

Le cannibalisme est également noté. Il serait surtout le fait des gros poulpes vis-à-vis des juvéniles. Il peut s'expliquer, par ailleurs, par la compétition intra spécifique (conquête d'une proie, d'une femelle ou d'un territoire) voire, du fait de la consommation de cadavres de congénères. Bien que les poulpes ne puissent pas voir les couleurs, ils sont en mesure d'identifier leurs proies par le mouvement, la forme, les caractéristiques, et le parfum (**Fiorito et Gherardi, 1999**).

L'étude de **Diatta (2000)** au Sénégal a révélé la présence de 3 poulpes dans 176 estomacs de sélaciens (13 espèces) et de 13 poulpes dans 671 estomacs de téléostéens (8 espèces) (Tab I.10). La prédation sur le poulpe serait faible, si l'on exclut les fluctuations de l'échantillonnage, l'absence de véritables prédateurs (Serranidés, Sparidés, etc.) et la difficulté à identifier correctement des restes de poulpe dans les estomacs des prédateurs.

Tableau (I. 10) : Prédateurs potentiels du poulpe (Diatta, 2000)

Prédateurs	Estomacs examinés	Nombre de poulpes	Poids des poulpes en (gr)
<i>Scyliorhinus cervigoni</i>	2	1	0.09
<i>Squatina oculata</i>	14	2	251 et 126
<i>Epinephelus aeneus</i>	39	3	2.2, 33 et 22
<i>Rachycentrum</i>	28	2	6.2 et 108
<i>Coryphaena hippurus</i>	13	1	40
<i>Lutjanus agennes</i>	103	2	0.5 et 108
<i>Pagrus auriga</i>	1	1	2.5
<i>Hyperoglyphemoselii</i>	105	2	20 et 166
<i>Euthynnus alleterratus</i>	52	1	13
<i>Sarda sarda</i>	11	1	5

Les poulpes utilisent des stratégies de défense sophistiquées pour se protéger contre les prédateurs, classées en défenses primaires et secondaires. Les défenses primaires incluent le camouflage, où les poulpes changent la couleur et la texture de leur peau grâce à un système complexe de chromatophores, iridophores, et leucophores, pour se fondre avec leur environnement et éviter la détection. Les défenses secondaires sont activées après la détection par un prédateur, incluant la libération d'encre pour obscurcir la vue du prédateur et permettre une évasion rapide. Cette encre peut également contenir des substances chimiques désagréables pour perturber les sens du prédateur. Bien que la distinction précise entre ces mécanismes de défense soit moins souvent explorée dans les publications récentes spécifiques aux poulpes, leur capacité à se camoufler et à utiliser l'encre pour échapper aux prédateurs est bien documentée à travers des observations comportementales et des études physiologiques, démontrant l'ingéniosité et l'adaptabilité des poulpes face aux menaces dans leur environnement marin (Hanlon et Messenger, 1996 ; Hikidi *et al.*, 2020). Cependant, Les poulpes se caractérisent par un corps fusiforme présentant des chromatophores leur permettant de mimer la couleur de leur environnement et de se camoufler afin d'éviter leurs prédateurs (Dhikra, 2016). Cela fait de la pieuvre un animal extrêmement complexe à la fois

d'un point de vue anatomique et physiologique, mais sa plus grande capacité réside dans la capacité de changer de couleur et de physionomie selon vos besoins, ce qui la rend extrêmement éphémère. **(Boyle et Rodhouse, 2005).**

1.2.2.4.3 La croissance

La vitesse de croissance en milieu naturel n'est pas évaluée. Cette vitesse détermine la taille des adultes, qui peut être de ce fait très différente d'un individu à l'autre pour le même âge **(Villanueva et Norman, 2008)**. Chez les juvéniles cette vitesse de croissance dépend de l'abondance de la nourriture dans leur environnement. La croissance est semblable en moyenne chez les mâles et les femelles mais elle est assez variable selon les individus **(Bemiasa, 2009)** ; elle peut être très rapide si les conditions de disponibilité de la nourriture, de température de l'eau et de durée du jour sont réunies. Les femelles d'*Octopus vulgaris* grandissent rapidement jusqu'au commencement de la maturité sexuelle, puis la croissance ralentit et s'arrête avant la ponte **(Caveriviere, 2005)**. C'est un phénomène commun chez les espèces de poulpe. Il peut même y avoir perte de poids juste avant la ponte, et juste après l'éclosion des oeufs, qui peut atteindre 50% ; elle existe aussi chez les mâles mais elle est moindre **(Caverivière, 2005 ; Bemiasa, 2009)**. Par conséquent, la taille moyenne des poulpes varie considérablement en fonction de l'espèce et de l'environnement. Pour *Octopus vulgaris*, les individus étudiés dans les eaux galiciennes (Atlantique Nord-Est) ont montré une gamme de longueur du manteau dorsal allant de 8 à 35 cm et un poids corporel allant de 136 à 6303 g. Cette variation reflète la diversité des habitats et des stratégies de vie des poulpes **(Otero et al., 2007)**.

1.2.2.4.4 La respiration

Les poulpes sont incapables de respirer à l'air, mais certaines espèces peuvent passer un certain temps hors de l'eau. *Octopus vulgaris* a été observé grimpant sur un rocher émergé pour capturer un gastéropode. Chez les poulpes, l'eau est aspirée dans la cavité palléale, qui abrite les branchies, par un mouvement d'extension du manteau des deux côtés de la tête alors que le siphon se referme. Elle est ensuite rejetée après échange gazeux dans les branchies via ce siphon, qui s'ouvre pendant que la cavité palléale se ferme des deux côtés grâce à un gonflement de la partie interne du siphon. **(Anderson et Mather, 2002 ; Anderson et al., 2010)**

1.2.2.4.7 Pathologies, maladies, parasites.

Les poulpes, qui sont capables d'autotomie (mécanisme de défense fascinant qui leur permet de se détacher d'une partie de leur corps, le plus souvent un de leurs bras, pour échapper à un prédateur ou à une situation de danger), présentent également parfois des phénomènes d'autophagie, ce qui est très différent (**Budermann, 2010**). Ce processus d'autophagie peut avoir deux causes. L'autophagie pourrait être déclenchée soit par une substance pathogène produite par l'animal lui-même, soit, plus probablement, par des virus ou des bactéries, ce qui pourrait constituer la seconde cause (**Budermann, 2010**). L'incubation prendrait entre une et deux semaines et la mort surviendrait un à deux jours après le commencement du comportement d'autophagie. Les poulpes peuvent également présenter un syndrome d'automutilation avec des lésions sur le manteau et les bras (**Reilmschuessel et Stoskopf, 1990**). Peu de parasites, bactéries et virus ont été signalés ou étudiés chez les poulpes. En revanche, des métazoaires (des Dicyemida) ont été recherchés avec succès. Ils sont présents dans d'autres espèces d'*Octopus* (**Finn et al., 2005**). L'espèce est parasitée par les copépodes exoparasites *Octopicola stocki* Humes, 1963 et *Octopicola regalis* Humes, 1974. La molécule "homarine" pourrait protéger l'animal contre les infections bactériennes (**Shaker et al., 2015**). Lorsque *Octopus vulgaris* est soumis à la pollution par les métaux lourds, le poulpe peut accumuler certains de ces métaux dans ses tissus, en particulier dans sa glande digestive (**Chouvelon et al., 2009 ; Mshana et Sekadende, 2014**). De plus, les recherches sur les poulpes ont exploré les lésions histologiques dues à la cestodiasis, une infection parasitaire. Les larves de cestodes ont été associées à des inflammations et des tissus nécrotiques chez les poulpes infectés (**Finnegan et al., 2022**)

1.2.2.4.8 Sénescence et mort

Selon **Caverivière et al., (2000)**, la mort des individus de poulpe est précédée d'une perte de poids qui peut survenir 15 jours avant la ponte et affecter jusqu'à 50% du poids. Ces mortalités post-reproductives sont inéluctables car sous l'influence des mêmes mécanismes physiologiques qui président aux déclenchements de la reproduction et de la sénescence (**Caverivière et al., 2002**). L'espèce est sémelpare. Les mâles entrent en sénescence après leur maturité sexuelle et leur période d'activité reproductrice. Il semble que ce sort soit lié à travers notamment l'atteinte de la glande optique, qui contrôle de la maturation sexuelle et de la mort maternelle (**Wodinsky, 1977 ; Wang et Ragsdale, 2023**). La femelle cesse de se nourrir jusqu'à deux semaines avant la ponte, ne mange plus pendant toute cette période et

meurt généralement dans les 10 jours suivant la dernière éclosion. (**Van Heukelem, 1973**). La longévité de l'espèce a été estimée à un an (**Bemiasa,2009**) et sa durée de vie maximale pourrait atteindre 15 mois (**Van Heukelem 1973 ; Anderson et Mather, 2010**).En revanche, certaines espèces de poulpe ont une espérance de vie de six mois, d'autres leurs durées de vie sont en moyenne de 2 ans, car elles meurent après s'être reproduite alors que la pieuvre géante peut vivre cinq ans si elle ne se reproduit pas (**Lacoue,2007**) ,avec une croissance rapide et une mortalité post-reproductive des mâles et des femelles (**FAO, 1997 ; Ould Inejih, 2000**).

CHAPITRE II : PRESENTATION DES SITES D'ETUDE

II-1. Généralités

Le littoral algérien, est un espace privilégié du fait de sa position géostratégique, son patrimoine historique et écologique, mais également sa richesse biologique et économique (**Benali, 2016**). L'Algérie dispose d'un littoral d'environ 2147,48 km (**MEER, 2024**), de 2° Ouest jusqu'à 9° Est, de la frontière algéro-marocaine à l'ouest à la frontière algéro-tunisienne à l'est (Fig II.1), et est caractérisé par les côtes rocheuses, des côtes sableuses et quelques lagunes. Il est également caractérisé par la rareté des îles tout en étant riche en zones humides (**Grimes et al., 2004**). Ce littoral est caractérisé par un plateau continental réduit à l'exception de la région de l'extrême ouest Algérien qui apparaît comme un plateau fragmenté et discontinu et il disparaît en bordure des massifs montagneux côtiers ou des côtes élevées. Il se développe près des côtes basses, comme c'est le cas des baies et des golfes. Il est considéré comme le plus étroit de la Méditerranée (largeur moyenne de 7km) (**Grimes et al., 2004**). La superficie maritime sous juridiction nationale algérienne offre près de 9 ,5 millions d'hectares pour l'exercice de la pêche. (**Ladjal et Brahmi,2018**). Mais la majeure partie de la flottille exploite seulement le plateau continental. Les bandes les plus larges se situent sur les côtes occidentales et orientales du littoral. Ces deux bandes sont séparées par une zone centrale où les aires de pêche sont limitées (**Hemida, 2005**).



Figure II.1: Carte représentant Le littoral algérien (Laredj,2018)

Les côtes Ouest algériennes ne sont pas épargnées par une pollution urbaine et surtout industrielle qui augmentent au fil des temps, et ceux par la progression des rejets multiples dangereux pour la qualité des zones portuaires. Les côtes de l’Ouest Algérien se trouvent actuellement dans un état de préoccupation majeur face aux changements écologiques, ceci est dû aux influences récentes des stations industrielles (Fig II.2)

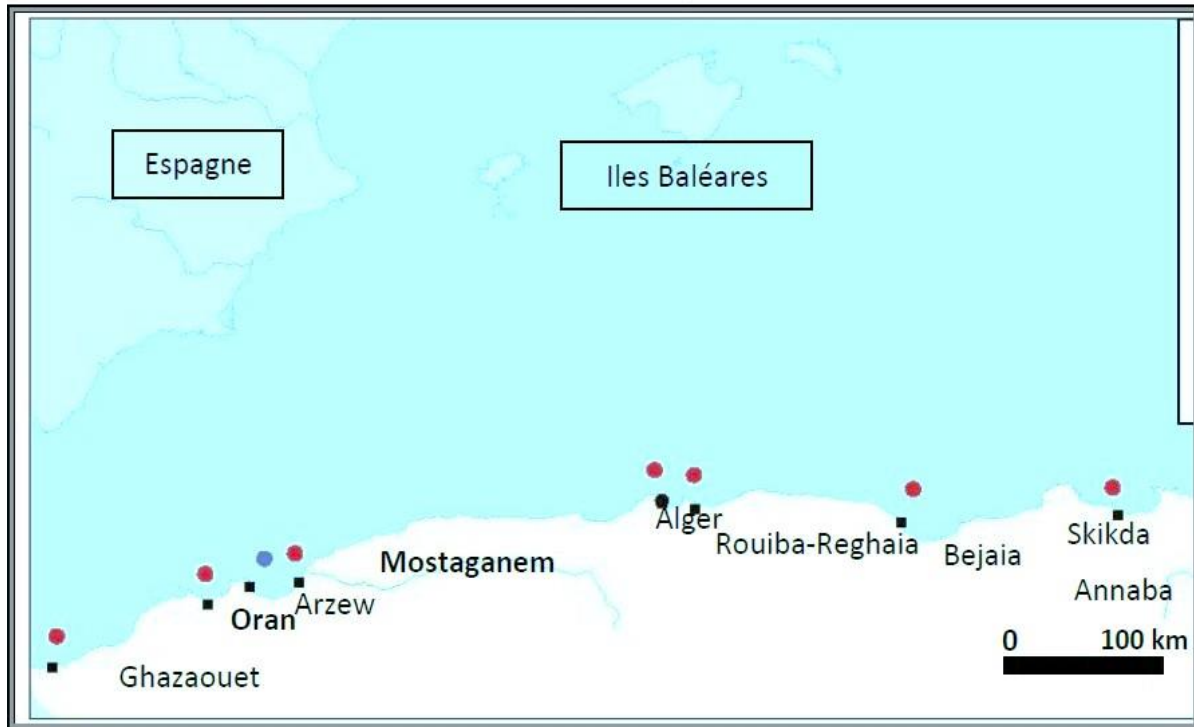


Figure II.2 Côte algérienne avec les zones de préoccupation environnementale majeure et les « Points chauds » de pollution (BDN Algérie, 2003).

- « Point chaud » de pollution
- Zone de préoccupation Environnementale majeure
- La capitale
- Villes côtières

Ainsi la côte algérienne peut se diviser en trois grands secteurs (Fig II.3) :

- le secteur occidental : de la frontière algéro-marocaine à l'Ouest jusqu'à Ténès à l'Est.
 - le secteur central : de Ténès à Dellys ;
 - le secteur oriental : de Dellys à l'Ouest jusqu'à la frontière algéro-tunisienne à l'Est.
- (Bouzoualegh et Zemane, 2010).

Initialement, deux sites ont été choisis pour cette étude représentant la partie extrême ouest du littoral algérien. Ces deux sites sont les deux localités côtières de Ghazaouet et Béni-Saf. Ils ont fait l'objet de prélèvements d'échantillons depuis janvier 2018 à décembre 2018 pour compléter la carte de pollution de cette partie du littoral (Fig II.3) étudiée par l'équipe de dysfonctionnement des zones marines et saumâtres, appartenant au laboratoire de

*Valorisation des actions des l'homme pour la protection de l'environnement et application en santé publique *

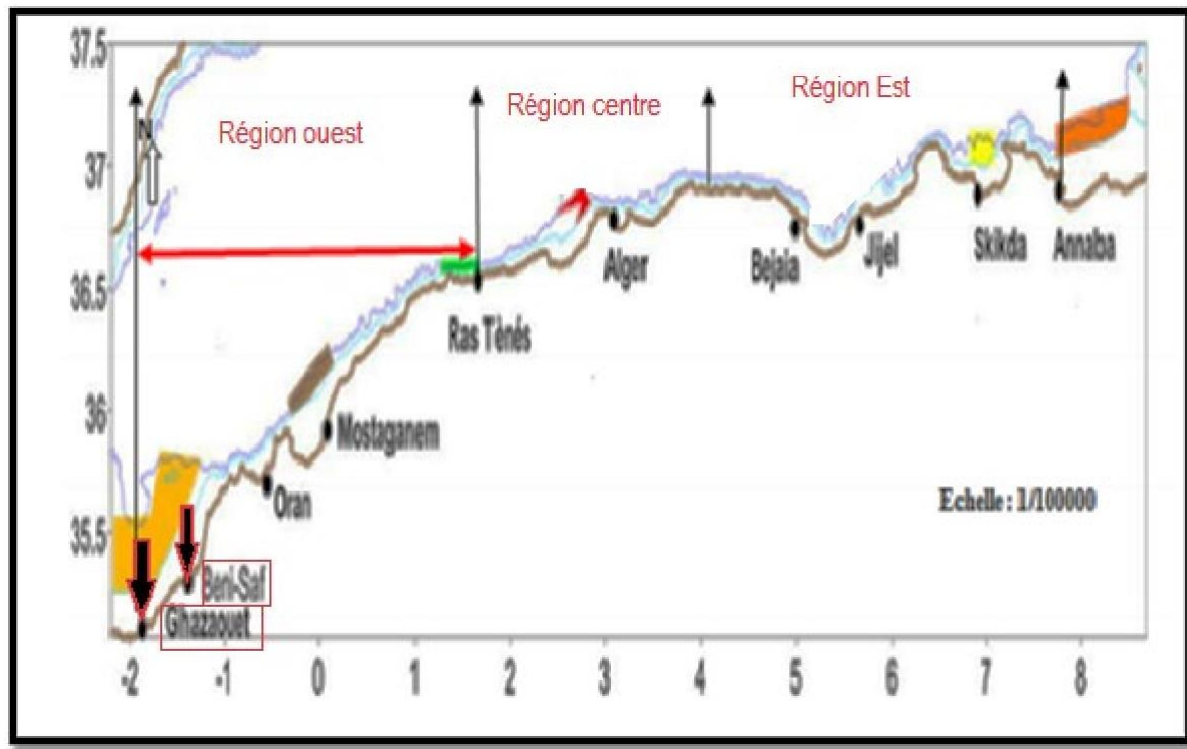


Figure II.3 : Carte du bassin algérien (Hemida, 2005 Légèrement modifié)
(L'encadrement des deux sites étudiés lors de ce travail)

II.2 Présentation des zones d'étude

II-2-1 Le site de Ghazaouet

Ghazaouet (Nemours pendant la colonisation française), dépend de la Wilaya de Tlemcen, et est située à l'extrême ouest algérien (Latitude 35°05' 38" Nord ; Longitude 1°51'37" Ouest) à 80 km au nord du Chef-lieu de la Wilaya de Tlemcen, à 60 km de l'Aéroport international « Messali El- Hadj » -Tlemcen et à environ 50 km de la frontière marocaine .Elle s'est développée de part et d'autre de deux Oueds Ghazouana et El Ayadna qui prennent leurs sources à 1136 m d'altitude dans le djebel Fillaoucene (massif montagneux des Traras) (M.A.T. E, 2006). Elle est limitée :

- Au nord par la mer méditerranée,
- Au sud par la commune de Tient,
- Au Sud-Ouest par la commune de Nedroma,

- A l'Ouest par la commune de Tounane.
- A l'Est par la commune de Dar Yaghmoracen (**Benmansour, 2009**) (Fig II.4).



Figure II.4 : Position géographique de Ghazaouet (Atlas, Encarta 2008.Modifié)
(L'encerclement du site étudié lors de ce travail)

Dans le golfe de Ghazaouet, par vent soufflant de l'Ouest, un courant est issu de l'étranglement formé par les îlots des deux frères et des deux sœurs, et la pointe Ouest. Ces courants influent sur l'épandage des polluants dans la région (**L.E.M, 1997**).

Cette zone de pêche est caractérisée par un port présentant une activité mixte (commerce et pêche). Ce port se trouve au fond d'une anse sablonneuse de 130 mètres et de 400 mètres de creux (**Benmansour, 2009**).

La position frontalière et littorale de la ville de Ghazaouet ainsi que son infrastructure portuaire ont pu offrir plusieurs opportunités à cette ville pour développer des échanges avec d'autres pays surtout méditerranéens. Le port de Ghazaouet s'étend sur 23 Ha de terre-pleins et 25 Ha de plan d'eau (dont une petite darse pour les navires de pêche de 01 ha) (**D.U.C, 2005**).

Les coordonnées géographiques du port de Ghazaouet sont :

35°06'00" de latitude Nord et 1° 52' 21" de longitude Ouest

II.2.1.1 Pollution du port

Le milieu marin de Ghazaouet reçoit les eaux résiduaires industrielles recyclées en provenance de l'unité d'électrolyse de zinc (Société Algérienne de Zinc) qui est une filiale de l'entreprise METANOF, à raison de 3.5m³/heure. Cette unité a pour objet, la production et la commercialisation du zinc et de ses alliages, de l'acide sulfurique, du cuivre cathodique **(D.P.R.H. T, 2006)**. Ces rejets chargés en métaux lourds, sont déversés dans le milieu marin ou ils ont participé à la contamination de la vase du fond, aggravée par le stockage sauvage des déchets de lixiviation de zinc sur la falaise surplombant la mer et l'usine **(D.P.R.H.T, 2006)**. En plus des rejets industriels, le milieu marin de Ghazaouet reçoit des rejets urbains qui apportent plusieurs éléments au milieu :

- Apport de macro-déchets dans la mer (plastique, verre, boites métalliques) lors des épisodes pluvieux.
- Apport de matières organiques et particulaires dans les sédiments.
- Apport d'hydrocarbures
- Apport de substances nutritives
- Apport de métaux lourds d'origine anthropiques
- Apport de sable ou d'argiles
- Contamination bactériologique et virale des eaux marines **(M.A.T.E, 2007)**.

Le climat de la région d'étude est typiquement méditerranéen, le calcul du Q₂ d'Emberger nous a permis de situer Ghazaouet dans l'étage bioclimatique semi-aride caractérisé par un hiver tempéré et un été plus ou moins sec. La période pluvieuse est courte et froide elle s'étale d'octobre à mars, et caractérisée par l'irrégularité pluviométrique. La période sèche est longue, caractérisée par le manque des précipitations et les fortes chaleurs. Elle peut aller jusqu'à 7 à 8 mois. **(Khaldi et Meghraoui, 2008)**.

$$Q_2 = \frac{1000 \cdot P}{(M - m) \cdot \left(\frac{M + m}{2}\right)}$$

(Dajoz ,1996)

P : Pluviosité moyenne annuelle (somme des moyennes de précipitations annuelles)

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud

m : moyenne des minima du mois le plus froid



Figure II.5 : Vue générale du port de Ghazaouet (D.P.R.H.T, 2006)

II.2.1.2 Tissu industriel :

L'industrie algérienne dominée par les activités pétrochimique, chimique, sidérurgique et aujourd'hui agroalimentaire s'est concentrée dans la bande littorale .On recense plus de 50% des unités industrielles nationales (**Grimes et al., 2010**).Le tissu industriel dans la région de Ghazaouet est plus ou moins diversifié représenté par un certain nombre d'entreprises (Tab.II.1), dont l'unité ALZINC qui occupe une place importante avec les emplois offerts pour la population de la région ainsi que la grande participation dans l'activité portuaire.

Tableau (II.1) : Les principales unités industrielles de la région de Ghazaouet (D.E.W.T ,2018)

Entreprise	Date de mise en service	Localisation	Type de production	Type de Pollution
ALZINC	1974	Ghazaouet	Zinc	Solide, liquide, Gazeux
CERAMG (ECO)	1978	Ghazaouet	Céramique Sanitaire	Solide (casse)
SOBIRT	1975	Tounane	Briques	Solide

L'unité d'électrolyse de zinc (ALZINC) est située dans le prolongement ouest et limitrophe du port, elle est entrée en production en 1974. Elle constitue l'un des principaux producteurs de zinc à l'échelle du continent africain et alimente environ 70 entreprises en cuivre et zinc au niveau national. Elle offre près de 500 emplois et participe dans une proportion importante dans les activités portuaires, 20 à 25% du trafic de marchandises. Ces impacts socio-économiques positifs d'ALZINC ont cependant des retombées néfastes sur l'équilibre du milieu marin et la santé des populations. En effet, les émissions gazeuses, solides et liquides générés par ALZINC sont composés de métaux lourds dépassant les normes admises (Tab II.2). Les boues et les poussières constituent une source de pollution dangereuse ce qui fait d'ALZINC une unité industrielle à risques (A.N.A.T, 2010)

Tableau (II.2): Quantité des déchets spéciaux dangereux générés par Alzinc en T/an
(D.E.W.T,2016)

Unité industrielle	Type de déchets	Quantité T/an
ALZINC	Résidus de lixiviation	3112.750
	Boues de Manganèse	15
	Boues Cuivriques	88.5
	Pentoxyde de Vanadium	1.316
	Crasse de Zinc	273.834
	Crasse de Plomb argentifère	47

II.2.2 Le site de Béni-Saf

Béni-Saf est une région côtière située sur la côte Nord-Ouest de l'Algérie entre la frontière marocaine et Oran, le territoire de la commune de Béni Saf se situe à l'ouest de la wilaya d'Ain-Temouchent dont elle dépend, à environ 30 km et 120 km au sud-ouest d'Oran (Fig II.6). Elle est limitée par :

- La mer méditerranée au Nord
- La commune de Emir A.E.K au Sud
- L'agglomération de Sidi Safi à l'Est
- Daïra de Oulhaça el Ghraba à l'Ouest **(Marouf,2015)**.

Les fonds marins de cette région forment le plateau continental le plus étendu de la côte Algérienne **(Benguendouz,2018)**.



Figure II.6 : Position géographique de Beni Saf (Google Maps, 2020. Modifié)
(L'encerclement du site étudié lors de ce travail)

Le port de béni-Saf (Fig II.7), qui est un moteur d'économie dans la ville est situé au milieu d'une baie qui le protège naturellement contre les vents d'ouest, cependant, il reste exposé à la houle du Nord et du Nord-Ouest. En effet, la région d'extrême Ouest de Beni Saf est privilégiée, du fait que les courants de l'atlantique riche en plancton pénètrent en permanence en Méditerranée par le détroit de Gibraltar. Géographiquement, les zones de pêche de notre expérimentation sont positionnées sur une latitude de $35^{\circ}18'08''$ Nord et une longitude de $1^{\circ}23'01''$ Ouest. Le calcul du Q_2 d'Emberger permet de situer Béni-Saf dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver chaud.



Figure II.7 : Port de Beni Saf (photo originale 2018)

II.2.2.1 Pollution du port

La pollution marine constitue un souci majeur et pour les citoyens et pour les autorités portuaires. De plus, la pollution marine est exacerbée par le changement climatique, qui augmente les pressions sur les écosystèmes marins. Par exemple, l'élévation de la température de l'eau peut augmenter la toxicité de certains polluants, tandis que l'acidification des océans peut réduire la capacité des organismes marins à se remettre de la pollution (**Landrigan et al., 2020**). Le port de Béni-saf ne génère pas de pollution, mais subit les aléas des effluents des eaux domestiques, des huiles usagées et les rejets des hydrocarbures, particulièrement les rejets émanant des embarcations lors des opérations d'entretien du moteur et/ou travaux de peinture du bateau. Généralement, le milieu marin de Béni saf reçoit des rejets urbains et industriel :

- Risque de pollution par usine de ciment et le rejet des eaux usées et les transports routiers et ferroviaires ;
- Les égouts qui sont versés dans le port et la mer ;
- L'élévation du niveau de la mer qui menace de réduire de la surface des plages ;
- Oued Tafna qui se verse dans la mer (**Beneddine,2019**).

II.2.2.2 Tissu industriel de Béni-Saf

La zone industrielle de Béni-Saf se limite à une seule unité fonctionnelle à savoir la cimenterie dont les rejets liquides sont significatifs. Il s'agit beaucoup plus de rejets atmosphériques dont les influences sur l'environnement de la région sont néfastes.

La cimenterie rejette une quantité de poussière dont une partie est ramenée vers la mer par le biais des phénomènes météorologiques (pluies, vents, ...etc.). (Fig II.8)



Figure II.8 : Cimenterie de Béni Saf (Photo originale,2016)

CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES

La contamination par les métaux lourds des écosystèmes est une préoccupation justifiée par les risques que ces éléments constituent pour l'équilibre d'un écosystème, et ceci même à des concentrations très faibles, en raison de leurs puissantes activités biologiques, et de leurs tendances à s'accumuler dans les organismes vivants. Pour cela nous avons jugé nécessaire d'étudier l'impact sur l'environnement causé par les métaux lourds, connues comme éléments traces métalliques *ETM* afin de fournir des données sur les concentrations des métaux lourds dans les organes d'*Octopus vulgaris* afin d'établir un gradient de contamination présumé entre ces organes, et une évaluation saisonnière de la qualité du milieu marin. À cette fin, la **biodisponibilité** et la **bioaccumulation** des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) dans les organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) ont été évaluées et reliées aux saisons et aux sites. Le présent travail fournit un ensemble de données utiles pour le réseau de surveillance méditerranéen, et apporte des résultats récents pour une meilleure approche et de meilleures solutions, qui aideront à limiter l'impact de la pollution recherché, et servir de base à l'établissement d'une carte de pollution par la contamination métallique du littoral extrême ouest algérien (Ghazaouet et Béni saf).

III.1 Choix des sites d'échantillonnages :

Plusieurs campagnes d'échantillonnages ont été réalisées dans deux différents sites d'études des villes portuaires de Ghazaouet et Béni-Saf. Le choix de ces deux sites de prélèvement des échantillons repose sur :

- ✓ La situation du site en fonction de l'éloignement et la proximité de sources de pollution ;
- ✓ La vocation industrielle, commerciale et de pêche des deux ports ;
- ✓ Le port constitue un système semi fermé (faible circulation des eaux) ;
- ✓ La facilité d'accès et l'abondance de l'espèce cible (poulpe commun), afin de pouvoir disposer d'un lot suffisant en provenance du même site pendant toute la durée de ce travail sans risque d'épuiser la ressource.

III.2 Le choix des métaux lourds :

Dans cette série d'analyse nous nous intéressons à quatre éléments traces métalliques : le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le plomb (Pb). Ce choix a été motivé par leur grande persistance dans l'environnement, leur faculté à s'accumuler dans les tissus adipeux des organismes vivants, et à se propager le long de la chaîne trophique, en plus de leur toxicité potentielle pour les écosystèmes et la santé humaine, qui constitue une préoccupation mondiale (**WHO, 2004 ; PNUE, 2004 ; CE, 2011**).

Ces xénobiotiques ont fait l'objet d'un suivi dans plusieurs programmes de surveillance du milieu marin (**OSPAR, 2000 ; RINBIO, 2001 ; RNO, 2004**). Ils présentent un danger potentiel pour le consommateur de produits de la mer en raison de leur concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique.

Le cuivre et le zinc sont des nutriments essentiels pour le métabolisme des organismes aquatiques (**Canli et al., 2002 ; Houg-Yung et al., 2014**), mais ils deviennent toxiques au-delà d'un certain seuil (**Miquel, 2001 ; Don Xavier et al., 2019**). En revanche, le plomb et le cadmium ne sont pas nécessaires à la vie des organismes et sont toxiques même à de très faibles doses (**Chiffolleau et al., 2001**).

III.3 Choix et intérêt de l'espèce

Les organismes marins ont été reconnus comme un outil de base pour la surveillance de l'environnement et l'étude des perturbations éco-biologique avec un profit pour caractériser la nature et le degré d'altération du milieu et ces organismes, d'où le concept d'indicateur biologique. De ce constat, et afin d'évaluer le degré de contamination métallique des organismes marins du littoral extrême ouest algérien (Ghazaouet et Béni saf), il nous est apparu intéressant de choisir le poulpe commun *Octopus vulgaris* en raison de sa nature territoriale et de sa zone d'activité à petite échelle (**Arechavala-Lopez et al., 2018**). D'après la littérature, aucune étude préalable sur les métaux lourds utilisant le poulpe *Octopus vulgaris* comme matrice dans cette région du littoral algérien n'a eu lieu. Le poulpe peut fournir des informations utiles sur les adaptations aux habitats côtiers, mais ils peuvent également servir de bioindicateurs sur la qualité des environnements côtiers (**Boyle et Knobloch, 1982 ; Miramand et al., 2006**). Plusieurs autres raisons nous ont encouragés à faire ce choix :

- Du fait de son importance écologique et sa place quasi importante dans la chaîne trophodynamique ;
- Son abondance sur les côtes méditerranéennes, nous assure une facilité d'échantillonnage et d'identification ;
- De taille suffisante pour offrir une quantité adéquate de tissus pour les analyses ;
- Les poulpes sont présents dans le milieu assez longtemps pour fournir une image représentative de la qualité de ce dernier, ils ont des cycles d'au moins plusieurs mois voire un an à deux ans ;
- Le poulpe présente aussi l'intérêt d'être un important filtreur d'eau et donc susceptible d'accumuler d'importantes quantités de polluants contenus dans l'eau de mer ;
- Ils ont un rôle clé dans de nombreux écosystèmes marins et sont également d'un intérêt croissant pour la pêche à travers le monde. Ils nous renseignent donc sur la salubrité aussi bien du milieu que des produits halieutiques ;
- Ils jouent aussi un rôle central dans le transfert des métaux dans les réseaux trophiques marins. Cette particularité écologique, couplée à leur importance économique, a fait émerger l'intérêt d'étudier leur métabolisme vis-à-vis des métaux. **(Mather et al., 2006) ;**
- L'espèce est consommée par l'homme.

III.4 Stratégie d'échantillonnage du matériel biologique :

Les polluants, en pénétrant les organismes marins, empruntent cinq voies principales : à travers la nourriture, les particules non alimentaires, les branchies, la consommation orale de l'eau et la peau **(Amin et al., 2011 ; Mitra et al., 2012)**. De ce fait, plusieurs échantillonnages ont été réalisés pour l'analyse des métaux dans les différents organes ciblés du poulpe *Octopus vulgaris*. Les métaux recherchés dans les trois matrices : Cœurs branchiaux, la glande digestive et le manteau sont (Cu, Zn, Cd, Pb).

La fréquence d'échantillonnage est mensuelle durant une (01) année, entre janvier et décembre 2018 sur deux sites portuaires Ghazaouet et Béni saf. Nous avons procédé selon un

échantillonnage aléatoire. Le choix des lots à prélever s'est fait au hasard, quelque soient la taille, le poids ou le sexe des spécimens de poulpes concernés. Ils ont été réalisés au fur et à mesure de l'arrivée des pêcheurs sur le point de débarquement. Les individus d'*Octopus vulgaris* ont été ramenés au laboratoire après avoir été pêché par un pêcheur professionnel sur le site d'étude. Les échantillons ont été conditionnés dans des sacs en plastique et transportés dans une glacière jusqu'au laboratoire. Le tout a été conservé au congélateur jusqu'au jour de l'analyse. Leur traitement s'est déroulé en plusieurs étapes.

III.5 Travail au laboratoire

À leur arrivée au laboratoire, les biotes sont rincés à l'eau bi distillée, nettoyés de leur épibiontes et sédiments.

III.5.1 Mensurations et pesées

Avant la dissection, les échantillons de poulpe ont été mesurés par des méthodes standard employées en ichtyologie (la longueur et le poids ont été mesurés). En se basant sur les méthodes de référence pour les études de la pollution marine (**PNUE/FAO /IAEA, 1994**). Tous les individus collectés ont une taille supérieure à la taille de première maturité sexuelle.

Nous avons relevé le poids total (**PT**) et nous avons mesuré la longueur totale (**LT**), de chaque individu de poulpe. Les mensurations prélevées pour chaque individu ont été décrites en ce qui suit (**IFREMER,2012**) :

- ✓ La longueur totale (**LT**) exprimée en cm, sépare le bout du manteau et l'extrémité du tentacule le plus long. Les (**LT**) ont été mesuré à l'aide d'un mètre ruban avec une précision de l'ordre de 0,1 mm ;
- ✓ Le relevé des poids des poulpes est réalisé à l'aide d'une balance de précision au 1/10² de gramme, pour chaque individu, on mesure Le poids total (**PT**).

III.5.2 Dissection

Après avoir effectué les mesures nécessaires. Les individus de poulpes sont disséqués, afin de trier leurs différents organes ciblés. Chaque spécimen doit être allongé sur le dos avant de commencer la dissection sur la face ventrale.

Durant la dissection, les organes destinés à la détermination de la teneur en métaux lourds (Cœurs branchiaux, la glande digestive et le manteau) sont prélevés et pesés à l'aide d'une balance de précision au 1/100ème du gramme. Nous avons pesé 1g de poids frais pour la minéralisation.

Au total, 360 sous échantillons d'organes de poulpes ont été placés dans des boîtes de pétri et conservés au congélateur. Afin de minimiser la contamination de nos échantillons, il convient de prendre des précautions particulières lors de la manipulation.

Tous les outils utilisés doivent être en matière plastique qui ne représente aucun risque de contamination. Chaque organe prélevé après la dissection est dit sous-échantillon et doit comporter les renseignements spécifiques suivants :

- Date de l'échantillonnage ;
- Lieu de récolte ;
- N° d'identification du poulpe ;
- Organe cible.

III.6 Analyse chimique

III.6.1 Minéralisation des échantillons

Pour extraire les métaux, il est important d'accorder une particulière attention à la manipulation des échantillons lors des attaques acides. Pour cela nous avons utilisé des récipients en verre pour éviter toute contamination possible. Tout le matériel et la verrerie utilisés ont été nettoyés successivement et lavés au détergeant ensuite rincés à l'eau puis immergés dans l'acide Nitrique 10% pendant 24h suivi d'un rinçage à l'eau bi-distillée, puis séchage dans une étuve avant utilisation.

La minéralisation consiste en une dégradation de la matière organique et une solubilisation des substances toxiques accumulées, en effet, les métaux organiquement liés sont transformés en ions métalliques libres par attaque acide (l'acide nitrique HNO₃) (**Perez et al., 2007**).

III.6.2 Minéralisation par voie sèche

Dans notre travail, nous avons optés pour la méthode de minéralisation par voie sèche et la réduction en cendres.

Le protocole expérimental est le suivant (Fig III.1):

III.6.2.1 Séchage à l'étuve :

Pour le séchage, nous avons placé nos échantillons pesés précédemment (1 gramme) dans une étuve à une température de 110°C pendant trois heures.

III.6.2.2 Réduction en cendres :

Pour la réduction en cendre nous avons mis les échantillons dans des creusets en céramique et nous les avons placés dans un four à moufle, d'abord pendant 15 minutes à 450 °C, puis sont humectés avec de l'acide nitrique et sont replacés dans le four à 350°C, pendant 1 heure et 30 minutes.

III.6.2.3 Filtration et mise en solution

Les cendres obtenues des différentes minéralisations ont été filtrées par une solution d'acide nitrique à 1% en utilisant un swinex et le papier filtre de porosité 0,45 µm. Elles ont été ajustées à 25ml. La solution obtenue est conservée au frais dans des godets étiquetés jusqu'à analyse par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme.

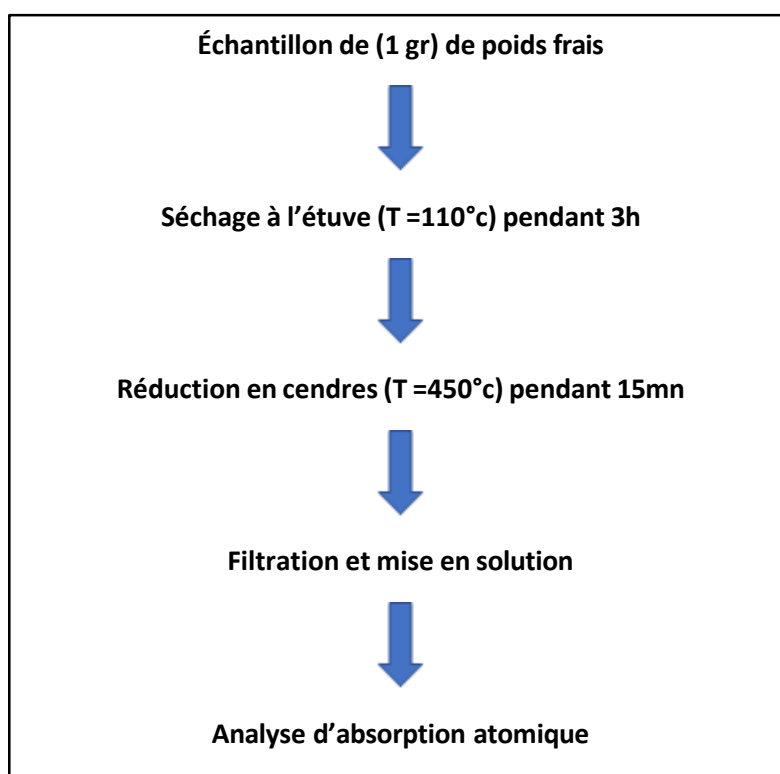


Figure III.1: Protocole expérimental adopté dans la minéralisation d'un échantillon par la voie sèche (Shen Kun *et al.*,2015)

III.6.3 Dosage des métaux lourds

III.6.3.1 Principe

La détermination des teneurs en métaux étudiés (Cu, Zn, Cd, Pb) a été réalisée par la spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SAA).

La spectrophotométrie d'absorption atomique est une méthode d'analyse quantitative s'adressant essentiellement aux métaux lourds. Elle est basée sur la propriété des atomes, de l'élément à doser, qui peuvent absorber des radiations de longueurs d'ondes déterminées. Cette méthode est appliquée pour les sédiments et pour le matériel biologique (**Pinta et al., 1980 ; Tuzen, 2003**).

La solution de l'élément à analyser est nébulisée dans une flamme, ce qui provoque successivement l'évaporation du solvant, la vaporisation de l'élément sous forme de combinaisons chimiques, la dissociation de ces combinaisons avec production d'atomes libres à l'état fondamental.

La vapeur est alors exposée à une radiation produite par un élément identique à celui à analyser.

L'absorption de la radiation est proportionnelle à la concentration de la vapeur atomique selon la loi de Beer-Lambert :

$$A = \epsilon \cdot L \cdot C$$

A : absorbance (sans unité)

ε : coefficient d'absorption moléculaire ou coefficient d'extinction molaire (l.mole⁻¹.cm⁻¹ ou cm².mole⁻¹)

L : trajet optique (cm)

C : concentration de la substance dans la solution (mole).

Cette analyse a été effectuée au niveau du laboratoire de Toxico.Med de l'Université de Tlemcen à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme de type (PERKIN ELMER ANALYST-100 - VERSION 1.10) piloté d'un ordinateur pour traitement des résultats. Il est doté de lampes de type H.C.L. Hollow Cathod Lamp (lampe à cathode creuse), spécifique pour chaque élément.

Pour chaque série d'analyse, un blanc a été introduit. Il faut noter également que les dosages ont été répétés trois fois lors de chaque manipulation.

III.6.3.2 Etalonnage

L'étalonnage a été réalisé avec une gamme relative à la concentration des échantillons. Pour chaque métal à analyser (Cu, Zn, Cd, Pb), les échantillons standards sont préparés à partir des solutions mères. Les concentrations des échantillons biologiques doivent être comprises dans l'intervalle des concentrations des solutions standards (**Pinta et al., 1980**). De ce fait, une courbe étalon relative à la concentration de nos échantillons a été tracée à partir des solutions standards (mère). Les limites de détection (LD) ont été calculées par rapport à l'écart-type, rapportée à la valeur moyenne arithmétique. Elles sont données dans le tableau (III.1)

Tableau (III.1): Les limites de détection des différents métaux dosés au spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme

	Cuivre	Zinc	Cadmium	Plomb
Limites de détection (LD) (ppm)	0.05	0.05	0.03	0.10

III.7 Calcul et expression des résultats

Les résultats finaux sont exprimés en mg/kg d'échantillon en poids sec, la concentration du métal dans l'échantillon est calculée selon la formule suivante :

$$C = [(A \times V) \div P] \times F$$

Où

C : est la concentration du métal dans l'échantillon solide (exprimée en mg/kg) ;

A : est la concentration du métal dans la solution analysée (exprimée en mg/L) ;

V : est le volume final de la solution (exprimé en mL) ;

P : est la prise d'échantillon, c'est-à-dire la masse de l'échantillon solide qui a été dissoute pour préparer la solution (exprimée en g) ;

F : est le facteur de dilution de la solution, utilisé si la solution a été diluée avant l'analyse.

Cette formule permet de calculer la concentration d'un métal spécifique dans un échantillon en prenant en compte le volume de la solution dans laquelle l'échantillon a été dissous et la masse de l'échantillon solide utilisée. Le facteur de dilution est particulièrement important si la solution a subi une ou plusieurs étapes de dilution avant l'analyse, afin de garantir que la concentration calculée reflète précisément la concentration originale du métal dans l'échantillon solide.

III.8 Traitement statistique :

III.8.1 Description des données :

Pour mieux décrire les différentes variables qui caractérisent les données obtenues pour l'ensemble des organes, sites et saisons, nous avons calculé certains paramètres statistiques représentés par l'intervalle (Min-Max) et la moyenne \pm erreur standard (moyenne \pm SE).

III.8.2 Comparaison de moyennes : Test de Student et ANOVA

Pour faciliter l'interprétation des résultats, une analyse statistique des données obtenues a été effectuée. L'utilisation des tests statistiques comme ANOVA et Test de Student permet de vérifier si les différences observées au niveau des moyennes d'un ensemble d'échantillon sont imputables aux fluctuations d'échantillonnage ou non.

III.8.2.1 Test T de Student

Les valeurs moyennes obtenues pour différents échantillonnages ont été comparées 2 à 2 par des Tests de comparaison de moyennes (Test t de Student) : C'est un test paramétrique qui compare la moyenne observée d'un échantillon statistique à une valeur fixée, ou encore la probabilité observée d'un caractère à une probabilité théorique.

III.8.2.2 Test ANOVA

Le test ANOVA permet de savoir, dans une étude à plusieurs variables, laquelle influe le plus sur les moyennes finales (teneurs moyennes en métaux). Dans notre cas, il s'agit d'étudier dans ce travail, l'influence des variables comme (les organes, les sites, la saison) sur la teneur moyenne en élément métallique en utilisant Excel 2013. Cette analyse consiste à tester l'hypothèse nulle par le calcul de p (probabilités de rejet de H_0).

$$H_0 = M_1 = M_2 = M_3 = \dots M_n,$$

Les résultats de l'analyse de la variance permet de vérifier la valeur de F et sa probabilité "p": Si la valeur du F de Fisher présente un seuil de probabilité inférieur à 5% ($p < 0,05$),

l'hypothèse nulle est rejetée, donc la différence entre les moyennes est significative (**Nakhlé, 2003**).

III.8.3 Analyses multivariées

Les méthodes utilisées dans ce travail s'appuient sur l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

L'analyse en correspondante principale (ACP) a été utilisée pour condenser l'information, dégager les tendances et identifier les variables qui dispersent le plus les échantillons selon la station. Elle permet d'effectuer un diagramme bidimensionnel en représentant les relations biologiques, écologiques et environnementales entre les différentes matrices étudiées, dont le but est de représenter ce nuage dans un espace de dimension réduite. L'intérêt de cette Analyse en Composantes Principales est de

- ✓ Visualiser un maximum d'informations synthétiques.
- ✓ Séparer et hiérarchiser les différentes sources de variabilité.

Les résultats sont réunis dans un tableau avec (n) lignes et (p) colonnes. Une représentation graphique de ces points est obtenue.

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode de regroupement (clustering) qui vise à construire une hiérarchie ou classification d'éléments (individus, objets, observations, etc.) en fonction de leur similarité (**Duchez et Loy, 2005**). Cette technique est largement utilisée dans des domaines variés comme la biologie, le marketing, la psychologie et bien d'autres, pour l'analyse exploratoire des données.

Ces études statistiques simples et multidimensionnelles ont été effectuées à l'aide du logiciel MINITAB 16.

CHAPITRE VI : RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats des analyses des éléments métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) obtenus à partir d'un grand nombre d'échantillons analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) sur une durée d'une année (janvier à décembre 2018) des échantillons de poulpe du littoral de l'extrême ouest algérien (Ghazaouet et Beni saf) sont présentés dans les tableaux (IV.1 à IV.8) et les figures (IV.1 à IV.14).

IV.1 Etude de variabilité

IV.1.1 Variabilité inter-organe

Le test statistique ANOVA à un seul facteur a été utilisé pour comparer les moyennes des teneurs métalliques entre trois organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) pour les éléments métalliques étudiés (Cu, Zn, Cd, Pb) au niveau des deux sites portuaires (Ghazaouet et Beni saf.)

Les résultats des différents échantillons analysés sont présentés dans les tableaux (IV.1 et IV.2), les figures (IV.1 et IV.2). Les résultats de l'ANOVA à un facteur sont représentés dans l'Annexe (1)

IV.1.1.1 Comparaison de la distribution des teneurs métalliques moyennes entre les organes d'*Octopus vulgaris* au niveau des deux sites d'échantillonnage (Ghazaouet et Beni saf)

IV.1.1.1.1 Ghazaouet

Les teneurs moyennes en éléments métalliques dans les organes d'*Octopus vulgaris* au niveau du port de Ghazaouet sont présentées ci-dessous avec leurs intervalles, moyennes et écartypes.

Tableau (IV.1) : Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) entre les organes d'*Octopus vulgaris* pêchés au niveau du port de Ghazaouet exprimées en mg/kg de poids sec (intervalle, moyenne \pm écartype)

Organes Métaux	Cu	Zn	Cd	Pb
Cœurs branchiaux	0,178-5,4 2,400 \pm 1,052	0,009-3,15 1,465 \pm 0,821	0,125-4,99 2,283 \pm 1,195	0,1-5,525 1,842 \pm 1,311
Glande digestive	0,119-6,019 1,894 \pm 1,227	0,009-4,75 1,666 \pm 1,000	1,099-5,978 3,116 \pm 1,272	0,111-4,581 2,122 \pm 1,209
Manteau	0,019-3,128 1,005 \pm 0,695	0,506-3,792 1,58 \pm 0,764	0,01-0,199 0,112 \pm 0,051	0,011-0,347 0,091 \pm 0,056

Pour Ghazaouet, le tableau (IV.1) permet de donner les valeurs des concentrations moyennes en cuivre, zinc, cadmium et plomb, au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* (cœurs branchiaux, glande digestive, manteau).

Les teneurs en cuivre fluctuent entre une valeur moyenne de 2.4 mg/kg de poids sec enregistrée au niveau des cœurs branchiaux et une valeur moyenne 1.005 mg/kg de poids sec notée dans le manteau. Entre ces deux valeurs la glande digestive présente une accumulation moyenne modérée de 1.894 mg/kg de poids sec. Les trois organes présentent des taux inférieurs à la norme internationale établie par l'AIEA pour les organismes marins en cuivre qui est de 3,28 mg/kg de poids sec (**AIEA-407, 2003**)).

Le zinc est un constituant de divers enzymes (ex. protéolytiques) et de l'hémocyanine (**Jakimska et al., 2011**), Les concentrations moyennes en zinc ont montré remarquablement des concentrations homogènes entre les différents spécimens de poulpe et ne varient pas beaucoup entre les organes d'*Octopus vulgaris* ($p > 0.05$), elles sont de 1.666 mg/kg de poids sec enregistrées au niveau de la glande digestive, 1.58 et 1.465 mg/kg de poids sec notées dans les cœurs branchiaux et le manteau, respectivement (Fig IV.1). Les trois organes

présentent des concentrations en zinc inférieures à la norme (67.1 mg/kg de poids sec (AIEA-407, 2003)).

Pour le cadmium et le plomb c'est plutôt la glande digestive et les cœurs branchiaux qui présentent les plus fortes concentrations (3.116 et 2.283 mg/kg de poids sec, respectivement pour le Cd) et (2.122 et 1.842 et mg/kg de poids sec, respectivement pour le Pb) comparé à ceux retrouvés dans le manteau (0.112 mg/kg de poids sec pour le Cd et 0.091 mg/kg de poids sec pour le Pb) ($p < 0.001$). Le cadmium et le plomb présentent des concentrations supérieures à la norme (0.189 et 0.12 mg/kg de poids sec, respectivement (AIEA-407, 2003)), pour les cœurs branchiaux et la glande digestive. Alors qu'au niveau du manteau on remarque des teneurs inférieurs à la norme admise.

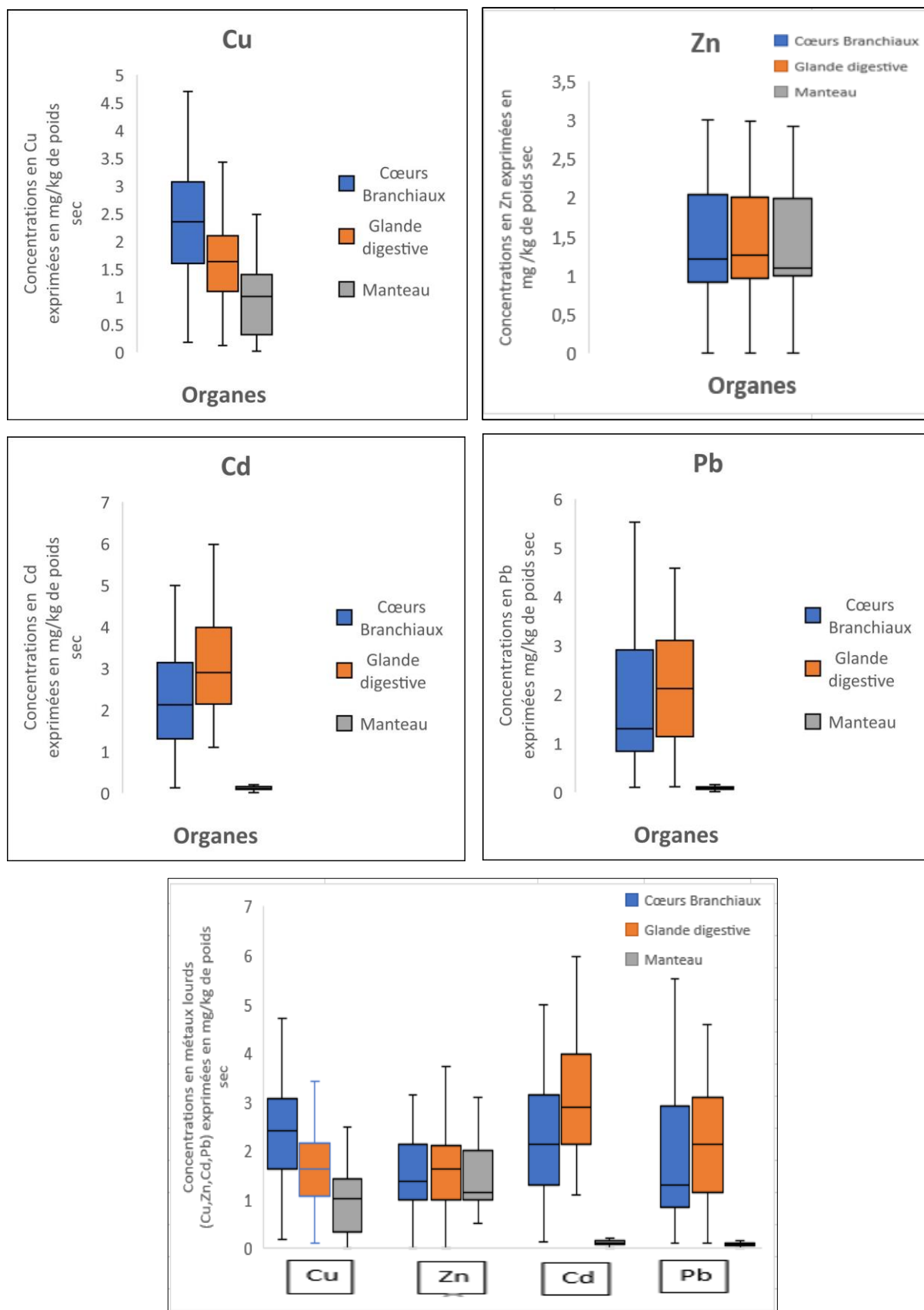


Figure IV.1 : Teneurs métalliques moyennes retrouvées dans les organes d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec échantillonnés au port de Ghazaouet

L'ANOVA 1 utilisée pour analyser les valeurs et positions des concentrations d'un organe à un autre (cœurs branchiaux, glande digestive et le manteau) pour les différents métaux étudiés cuivre, zinc, cadmium et plomb.

L'analyse statistique en utilisant l'ANOVA1, montre des variabilités très hautement significatives entre les organes du poulpe ($p < 0.001$) pour tous les métaux étudiés, excepté pour zinc ($p > 0.05$). On observe donc un organotropisme des teneurs métalliques en cuivre, cadmium et le plomb chez le poulpe *Octopus vulgaris*. Pour le zinc, tous les organes l'accumulent de façon presque similaire. De ce fait, les résultats obtenus pour les organes d'*Octopus vulgaris* prélevés de Ghazaouet, sont classés de la manière suivante :

Cu : Cœurs branchiaux >>> Glande digestive >>> Manteau ($p < 0.001$)

Zn : Cœurs branchiaux \approx Glande digestive \approx Manteau ($p > 0.05$)

Cd : Glande digestive >>> Cœurs branchiaux >>> Manteau ($p < 0.001$)

Pb : Glande digestive >>> Cœurs branchiaux >>> Manteau ($p < 0.001$)

IV.1.1.1.2 Beni saf

Les teneurs moyennes en éléments métalliques dans les organes d'*Octopus vulgaris* au niveau du port de Beni saf sont présentées ci-dessous avec leurs intervalles, moyennes et écartypes

Tableau (IV.2) : Distribution des Teneurs métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) entre les organes d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec (intervalle, moyenne \pm écartype)

Organes Métaux	Cu	Zn	Cd	Pb
Cœurs branchiaux	0,312-4,659 1,92 \pm 0,819	0,125-2,854 1,366 \pm 0,803	0,128-3,475 1,575 \pm 0,879	0,05-2,275 0,787 \pm 0,602
Glande digestive	0,333-4,694 1,856 \pm 1,007	0,111-3,741 1,687 \pm 0,952	0,025-3,818 2,339 \pm 0,924	0,008-3,625 1,204 \pm 0,995
Manteau	0,011-2,012 0,767 \pm 0,474	0,111-3,999 1,627 \pm 0,930	0,011-0,213 0,104 \pm 0,053	0,002-0,912 0,101 \pm 0,118

Pour Béni saf, le tableau (IV.2) permet de donner les valeurs des concentrations moyennes en cuivre, zinc, cadmium et plomb, au niveau des organes d'*Octopus vulgaris*.

En effet, la concentration moyenne du cuivre dans cœurs branchiaux et la glande digestive (1.92 et 1.856 mg/kg de poids sec, respectivement) est supérieure à celle observée au niveau du manteau qui représente l'organe ou la concentration est la plus faible (0,767 mg/kg de poids sec) ($p < 0.001$). Les trois organes présentent des concentrations en dessous de la norme fixée par l'AIEA qui est pour le cuivre de 3,28mg/kg de Poids sec.

Pour le zinc les concentrations moyennes ne sont pas très différentes entre les organes d'*Octopus vulgaris* ($p > 0.05$) (Fig IV.2). Ces valeurs restent inférieures aux normes fixées par l'AIEA qui est pour le zinc de 67,1 mg/kg de poids sec (**AIEA-407, 2003**)

Le cadmium enregistre des concentrations élevées de 2.339 et 1.575 mg/kg de poids sec au niveau de la glande digestive et les cœurs branchiaux, respectivement, qui sont supérieures à la norme (0,189 mg/kg de poids sec (AIEA 407, 2003)). Alors que le manteau enregistre une faible valeur de 0.104 mg/kg de poids sec ($p < 0.001$) qui est inférieure à la norme (0,189 mg/kg de poids sec (**AIEA-407, 2003**)).

La répartition du plomb, indique que le plus haut niveau de ce métal a été enregistré dans la glande digestive (1.204 mg/kg de poids sec) comparé à ceux retrouvés dans les cœurs branchiaux et le manteau (0.787 et 0.101 mg/kg de poids sec, respectivement) ($p < 0.001$). Les cœurs branchiaux et la glande digestive sont au-dessus de la limite tolérée par les organismes marins en plomb établie par l'AIEA (0,12mg/kg de poids sec (**AIEA-407, 2003**)) alors que le manteau enregistre des teneurs sensiblement inférieures à la norme autorisée par l'AIEA.

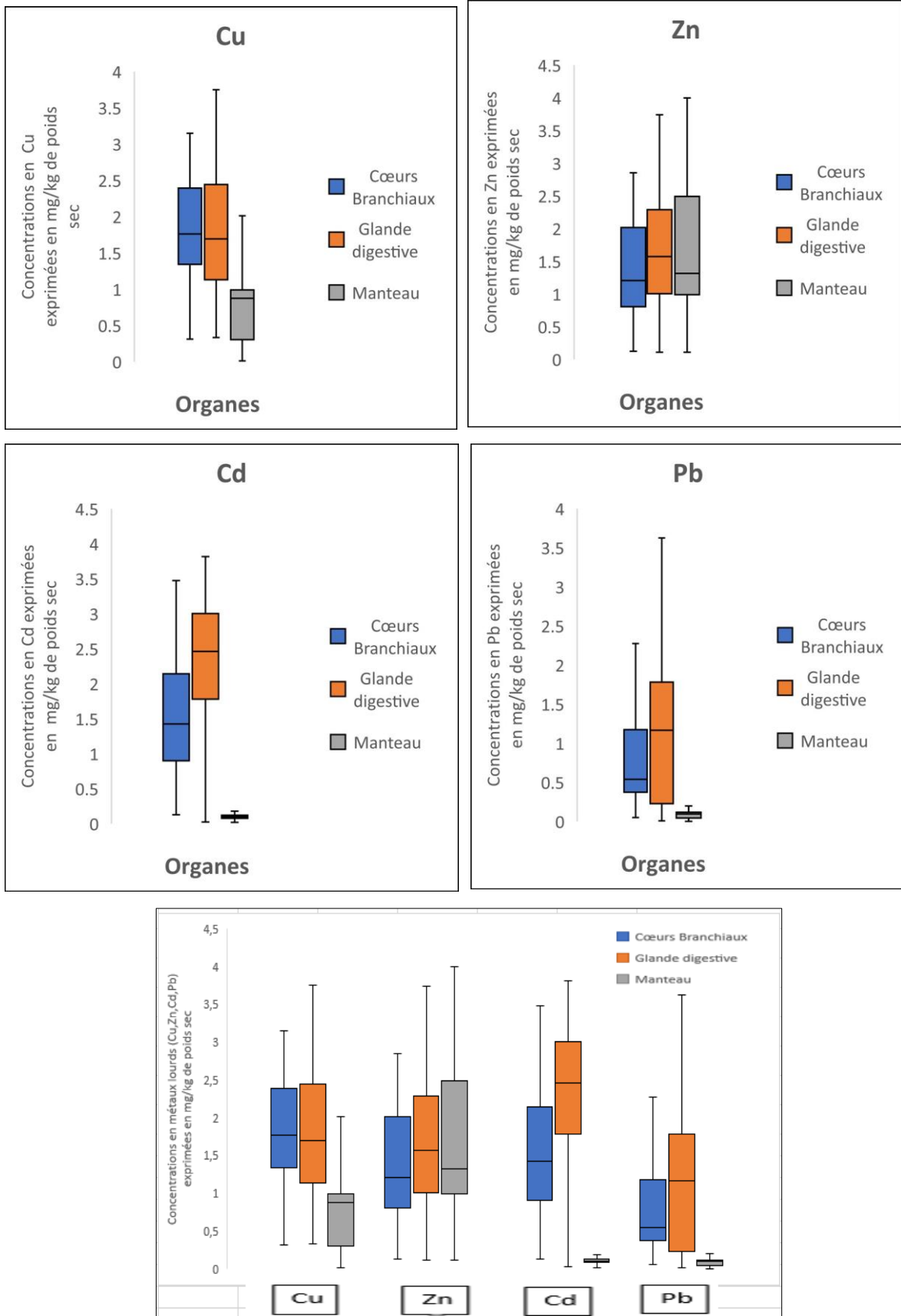


Figure IV.2 : Tenure métallique moyenne retrouvée dans les organes d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec échantillonnés au port de Beni saf.

L'analyse statistique en utilisant l'ANOVA 1, montre des variabilités très hautement significatives entre les organes du poulpe ($p < 0.001$) pour le cuivre, cadmium et le plomb, Cependant, on ne note aucune différence significative quant aux valeurs moyennes du zinc ($p > 0.05$). Il y a une influence du facteur « organe » sur les teneurs métalliques en cuivre, cadmium et le plomb chez les organes d'*Octopus vulgaris*. De ce fait, on a pu établir les gradients d'accumulation suivants :

Cu : Cœurs branchiaux >>> Glande digestive >>> Manteau (**$p < 0.001$**)

Zn : Glande digestive \approx Cœurs branchiaux \approx Manteau (**$p > 0.05$**)

Cd : Glande digestive >>> Cœurs branchiaux >>> Manteau (**$p < 0.001$**)

Pb : Glande digestive >>> Cœurs branchiaux >>> Manteau (**$p < 0.001$**)

On note que le Cd et le Pb sont accumulés de la même manière par les trois organes. Pour le zinc, les trois organes se comportent sensiblement de la même manière alors que le Cu montre un gradient différent de Cd et de Pb quant aux Cœurs branchiaux et à la glande digestive.

IV.1.2 Variabilité inter- site

Le test statistique de Student a été utilisé pour comparer les moyennes des teneurs métalliques entre deux sites (Ghazaouet et Beni saf) de l'organe cible.

Les résultats des différents échantillons analysés sont présentés dans les tableaux (IV.3 à IV.5), les figures (IV.3 à IV.5). Les résultats du Test de Student sont représentés dans l'Annexe (1)

IV.1.2.1 Comparaison de la distribution des teneurs métalliques moyennes entre sites chez *Octopus vulgaris*

Après avoir étudié et comparé les concentrations du (Cu, Zn, Cd, Pb) entre les organes d'*Octopus vulgaris*, nous nous intéressons ici à la distribution de ces métaux lourds, entre les deux sites Ghazaouet et Beni saf pour chaque organe.

IV.1.2.1.1 Cœurs branchiaux

Les résultats des variations inter-sites des concentrations métalliques pour les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris*, provenant des deux sites Ghazaouet et Beni saf sont présentés ci-dessous avec leurs intervalles, moyennes et écartypes.

Tableau (IV.3) : Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) entre les deux sites (Ghazaouet et Beni saf) pour les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec (intervalle, moyenne \pm écartype).

Sites Métaux	Cu	Zn	Cd	Pb
Ghazaouet	0,178-5,4 2,400 \pm 1,052	0,009-3,15 1,457 \pm 0,821	0,125-4,99 2,283 \pm 1,195	0,1-5,525 1,842 \pm 1,311
Beni SAF	0,312-4,659 1,92 \pm 0,819	0,125-2,854 1,366 \pm 0,807	0,128-3,475 1,575 \pm 0,879	0,05-2,275 0,787 \pm 0,602

Au vu des résultats d'analyses (Tab IV.3), nous remarquons que les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* du port de Ghazaouet renferment les plus fortes concentrations pour tous les métaux (Cu, Zn, Cd, Pb). En effet, le Test de Student testé sur les concentrations de métaux lourds chez les organes d'*Octopus vulgaris*, montre des différences significatives entre les deux port Ghazaouet et Beni saf pour le cuivre, cadmium et plomb ($p < 0.05$)

Les teneurs moyennes en cuivre au niveau du port de Ghazaouet sont respectivement de l'ordre de 2.4, mg/kg de poids sec et sont supérieurs à celles trouvées dans le port de Beni saf et sont de l'ordre de 1.92 mg/kg de poids sec. Il y a une différence significative dans l'accumulation du cuivre par les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* entre les deux sites ($p < 0.05$). Il y a donc un effet site quant à la quantité moyenne de cuivre accumulé par les cœurs branchiaux. Mais les deux sites présentent des taux inférieurs à la norme internationale établie par l'AIEA pour les organismes marins en cuivre qui est de 3,28 mg/kg de poids sec (AIEA-407, 2003)).

Pour le zinc les concentrations moyennes ne sont pas très différentes entre les deux sites Ghazaouet et Beni saf (1.547 et 1.366 mg/kg de poids sec, respectivement) ($p > 0.05$). Ghazaouet et Beni saf présentent des concentrations en zinc inférieures à la norme (67.1 mg/kg de poids sec (**AIEA- 407, 2003**)). Ghazaouet et Béni-Saf se situent à la même position pour le zinc vu que les concentrations sont sensiblement identiques (Fig IV.3) Il n'y a pas donc un effet site quant à la quantité moyenne de zinc.

Le cadmium présente le même profil que le cuivre. Ghazaouet se trouve en 1^{ere} position avec 2.283 mg/kg de poids sec, suivi par Béni-Saf avec 1.575 mg/kg de poids sec. Dans les deux sites (Ghazaouet et Beni saf) ces concentrations en cadmium sont supérieures à la norme (0,189 mg/kg de poids sec (**AIEA 407, 2003**)). Les différences d'accumulation par les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* dans les deux sites sont hautement significatives ($p < 0.01$). Il y a donc un effet site quant à la quantité moyenne de cadmium.

Ghazaouet présente des concentrations moyennes en plomb plus de 2.3 fois supérieures à celles trouvées à Beni saf ($p < 0.001$), ce qui explique que la variabilité inter sites est très hautement significative pour la teneur en plomb entre les deux ports étudiées ($p < 0.001$). Il y a un effet site pour la quantité moyenne de plomb accumulée par les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris*. Ces concentrations sont au-dessus de la limite tolérée par les organismes marins en plomb établie par l'AIEA (0,12mg/kg de poids sec (**AIEA-407, 2003**)).

Pour les Cœurs branchiaux le classement dans les deux sites se profile ainsi :

Cu : Ghazaouet > Beni saf (**$p < 0.05$**)

Zn : Ghazaouet \approx Béni-Saf (**$p > 0.05$**)

Cd : Ghazaouet \gg Béni-Saf (**$p < 0.01$**)

Pb : Ghazaouet $\gg \gg$ Béni-Saf (**$p < 0.001$**)

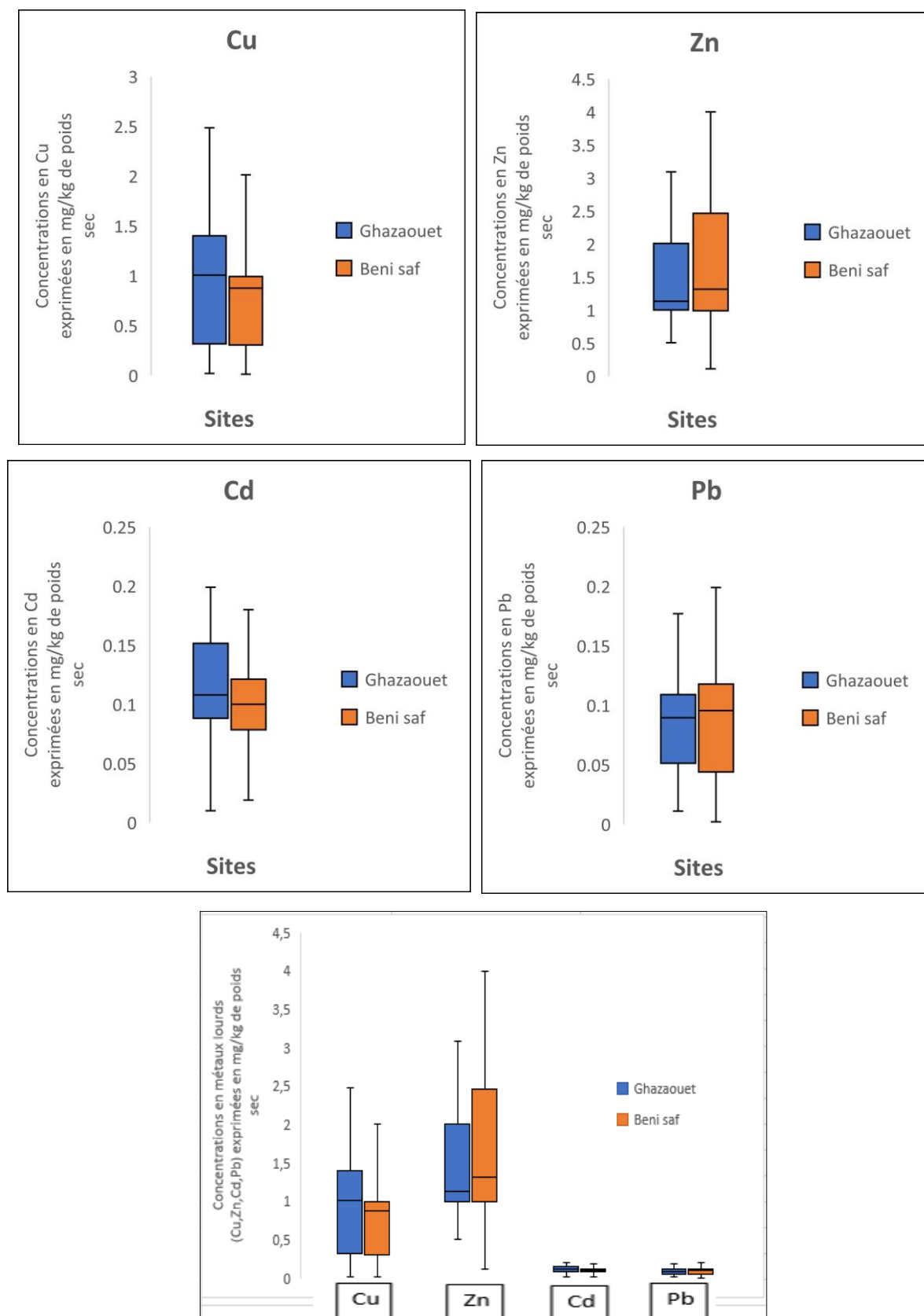


Figure IV.3 : Variations spatiales des concentrations moyennes métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* entre les sites (Ghazaouet et Beni saf)

IV.1.2.1.2 Glande digestive

Les résultats des variations inter-sites des concentrations métalliques pour la glande digestive d'*Octopus vulgaris*, provenant des deux sites Ghazaouet et Beni saf sont présentés ci-dessous avec leurs intervalles, moyennes et écartypes.

Tableau (IV.4) : Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) entre les deux sites (Ghazaouet et Beni saf) pour la glande digestive d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec (intervalle, moyenne \pm écartype).

Sites Métaux	Cu	Zn	Cd	Pb
Ghazaouet	0,119-6,019 1,8943 \pm 1,227	0,009-4,75 1,666 \pm 1,000	1,099-5,978 3,116 \pm 1,272	0,111-4,581 2,122 \pm 1,209
Beni Saf	0,333-4,694 1,856 \pm 1,007	0,111-3,741 1,687 \pm 0,952	0,025-3,818 2,339 \pm 0,924	0,008-3,625 1,204 \pm 0,995

D'après nos résultats d'analyses (Tab IV.4), les concentrations moyennes provenant du port de Ghazaouet présentent les concentrations les plus élevées en cadmium (3.116 mg/kg de poids sec) par rapport à celles trouvées au niveau du port de Béni saf (2.339 mg/kg de poids sec). Ghazaouet et Beni saf présentent des concentrations en cadmium supérieures à la norme (0,189 mg/kg de poids sec (**AIEA 407, 2003**)). Les résultats du Test de Student testé sur les concentrations de métaux lourds étudiées au niveau de la glande digestive d'*Octopus vulgaris* montrent d'une part une différence hautement significative quant aux moyennes du cadmium entre Ghazaouet et Beni saf ($p < 0,01$), et d'autre part, aucune différence significative n'est signalée par rapport aux doses moyennes du cuivre, zinc et plomb ($P > 0,05$). Il y a donc un effet site quant à la quantité moyenne de cadmium accumulée par la glande digestive.

Pour la Glande digestive on obtient le classement suivant :

Cu : Ghazaouet = Béni saf (**P > 0,05**)

Zn : Ghazaouet = Béni saf (**P > 0,05**)

Cd : Ghazaouet >> Béni saf (**p < 0,01**)

Pb : Ghazaouet = Béni saf (**P > 0,05**)

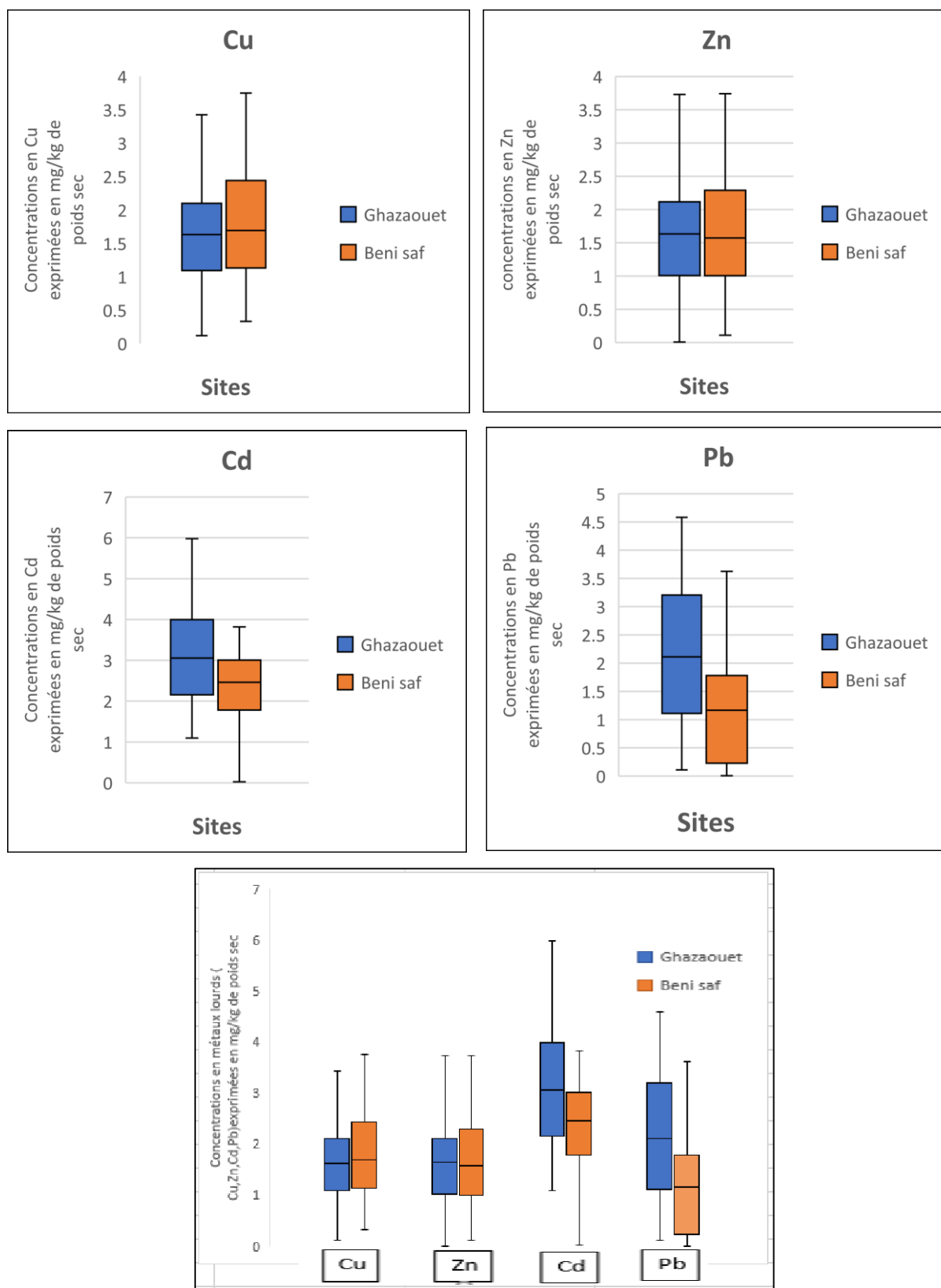


Figure IV.4: Variations spatiales des concentrations moyennes métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* entre les sites (Ghazaouet et Beni saf)

IV.1.2.1.3 Manteau

Les résultats des variations inter-sites des concentrations métalliques pour le manteau d'*Octopus vulgaris*, provenant des deux sites Ghazaouet et Beni saf sont présentés ci-dessous avec leurs intervalles, moyennes et écartypes.

Tableau (IV.5) : Distribution des teneurs métalliques moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) entre les deux sites (Ghazaouet et Beni saf) pour le manteau d'*Octopus vulgaris* exprimées en mg/kg de poids sec (intervalle, moyenne \pm écartype).

<i>Sites</i> <i>Métaux</i>	Cu	Zn	Cd	Pb
Ghazaouet	0,019-3,128	0,506-3,792	0,01-0,199	0,011-0,347
	1,005 \pm 0,695	1,58 \pm 0,764	0,112 \pm 0,051	0,091 \pm 0,056
Beni SAF	0,011-2,012	0,111-3,999	0,011-0,213	0,002-0,912
	0,767 \pm 0,474	1,627 \pm 0,939	0,104 \pm 0,053	0,101 \pm 0,118

Le Test de Student testé sur les concentrations de métaux au niveau du manteau d'*Octopus vulgaris*, a révélé une différence hautement significative pour la teneur en cuivre entre Ghazaouet et Béni saf ($p < 0,01$). Il y a donc un effet site concernant la quantité moyenne de cuivre au niveau du manteau d'*Octopus vulgaris*. Ghazaouet donne une concentration moyenne de 1.005mg/kg de poids sec. A Béni-Saf, on comptabilise 0.767mg/kg de poids sec. Ces valeurs restent inférieures aux normes fixées par l'AIEA qui est pour le cuivre 3.28 mg/kg de poids sec (AIEA-407, 2003).

Pour le zinc les différences entre Ghazaouet et Béni saf quant à l'accumulation de ce métal restent significatives ($p < 0.05$). Il y a donc un effet site concernant la quantité moyenne de zinc au niveau du manteau d'*Octopus vulgaris*. A Béni-Saf, les concentrations moyennes en zinc au niveau du manteau d'*Octopus vulgaris* sont légèrement supérieures à celles de Ghazaouet, elles sont respectivement de (1.627 et 1.58 mg/kg de poids sec). Les deux sites sont très en dessous de la norme fixée par l'AIEA en zinc qui est de 67.1mg/kg de poids sec.

Pour le cadmium il n'y a pas de différence significative dans l'accumulation de ce métal par le manteau d'*Octopus vulgaris* dans les deux sites de l'étude ($P > 0,05$). Les concentrations en cadmium sont très faibles par rapport à la norme qui est de 0.189 mg/kg de poids sec. (0.112 mg/kg à Ghazaouet et 0.104 mg/kg à Béni saf).

Pour le plomb on remarque que la variabilité inter sites est très hautement significative entre les deux sites étudiées ($p < 0,001$). Ghazaouet se présente en 1ere position d'accumulation du Plomb par le manteau d'*Octopus vulgaris* avec (0.091 mg/kg de Poids sec), suivie par Béni-Saf (0.101 mg/kg de poids sec). Les deux sites présentent des concentrations inférieures à celle fixée par l'AIEA pour la contamination en plomb chez les organismes marins (0,12 mg/kg de poids sec) (AIEA-407, 2003). On obtient un effet site concernant la concentration en plomb. Pour le manteau le classement est comme suit :

Cu : Ghazaouet >> Béni-Saf ($p < 0,01$)

Zn : Béni Saf > Ghazaouet ($p < 0.05$)

Cd : Ghazaouet \approx Béni saf ($P > 0,05$)

Pb : Béni saf >>> Ghazaouet ($p < 0,001$)

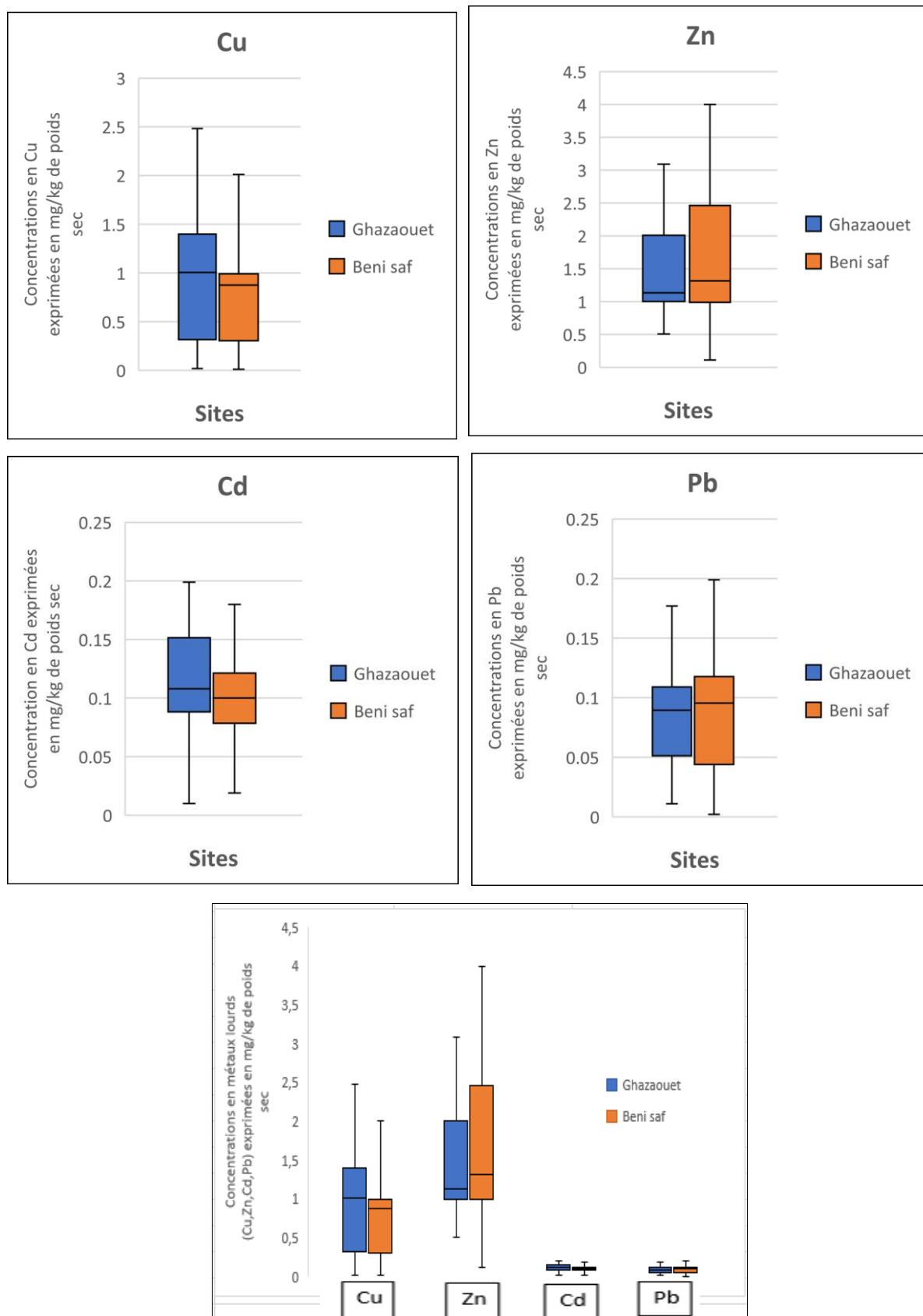


Figure IV.5 : Variations spatiales des concentrations moyennes métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans le manteau d'*Octopus vulgaris* entre les sites (Ghazaouet et Beni saf).

IV.2 Etude des variations des concentrations métalliques chez *Octopus vulgaris* en fonction des saisons

IV.2.1 Cœurs branchiaux

Les résultats des variations saisonnières des teneurs moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Beni saf) sont présentés dans le tableau (IV.6) et illustrés par la figure (IV.6). Les résultats de l'ANOVA à deux facteurs sont représentés dans l'Annexe (2)

Tableau (IV.6) : Variations saisonnières des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* (moyenne \pm écartype) capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf
Hiver	3.006	2.374	2.222	2.117	3.336	2.513	2.718	0,611
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,613	1.042	0,553	0,624	0,837	0,626	1.524	0,377
Printemps	2,92	1.984	1,758	1,4	3.014	1.071	2.619	0.602
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	1,249	0,732	0,618	0,824	0,816	0,583	1.094	0.433
Eté	1.692	1.545	0.937	1.083	1.077	1.215	0,847	0.985
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,906	0.496	0,689	0,411	0,838	0,642	0,648	0.647
Automne	1,983	1,777	0,943	0.864	1,705	1.499	0,185	0.951
	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm	\pm
	0,599	0,632	0,571	0,666	0,465	0,823	0,383	0,756

Cuivre :

Durant les quatre saisons, les concentrations les plus élevées en cuivre dans les cœurs branchiaux, bien qu'elles présentent des taux inférieurs à la norme internationale établie par l'AIEA pour les organismes marins en cuivre qui est de 3,28 mg/kg de poids sec (AIEA-407, 2003)). Les cœurs branchiaux des deux sites (Ghazaouet et Béni saf) montrent une bioaccumulation en cuivre qui s'effectue mieux en hiver qu'en été. Le gradient de concentration de cet élément dans cet organe au niveau des deux sites s'affiche comme suit : **Hiver > Printemps > Automne > Eté** (Fig IV.6).

Zinc :

Concernant le zinc, à l'exception de l'été où la teneur la plus élevée est notée pour les cœurs branchiaux du port de Béni saf, pour les autres saisons les teneurs les plus élevées correspondent au cœurs branchiaux du port de Ghazaouet. Les concentrations sont toutes inférieures à la norme (67.1 mg/kg de poids sec (AIEA- 407, 2003)). Les cœurs branchiaux provenant du port de Ghazaouet montrent une bioaccumulation en zinc qui s'effectue mieux en hiver qu'en été avec un gradient de concentration qui est : **Hiver > Printemps > Automne > Eté**. Pour ce qui est des cœurs branchiaux du port de Béni saf la bioaccumulation en zinc s'effectue mieux en hiver qu'en automne avec un gradient : **Hiver > Printemps > Eté > Automne**. (Fig IV.6)

Cadmium :

Le cadmium est plus concentré DANS les cœurs branchiaux du port de Ghazaouet durant l'hiver et le printemps avec un gradient d'accumulation : **Hiver > Printemps > Automne > Eté**. (Fig IV.6). Cependant, pour l'hiver et l'automne, les cœurs branchiaux du port de Béni saf concentrent le plus cet élément affichant le gradient suivant : **Hiver > Automne > Eté > Printemps** (Fig IV.6). Par ailleurs, les valeurs enregistrées dépassent le seuil limite de (0.189 mg/kg de poids sec (AIEA- 407, 2003)).

Plomb

Le plomb est plus concentré dans les cœurs branchiaux du port de Ghazaouet en hiver et au printemps avec un gradient : **Hiver > Printemps > Eté > Automne**. Par contre, pour l'été et

l'automne les cœurs branchiaux du port de Béni saf sont ceux qui accumulent le plus avec un gradient de concentration : **Eté > Automne > Hiver > Printemps** (Fig IV.6). Toutefois, les valeurs inscrites dépassent le seuil limite de (0.12 mg/kg de poids sec (AIEA- 407, 2003)).

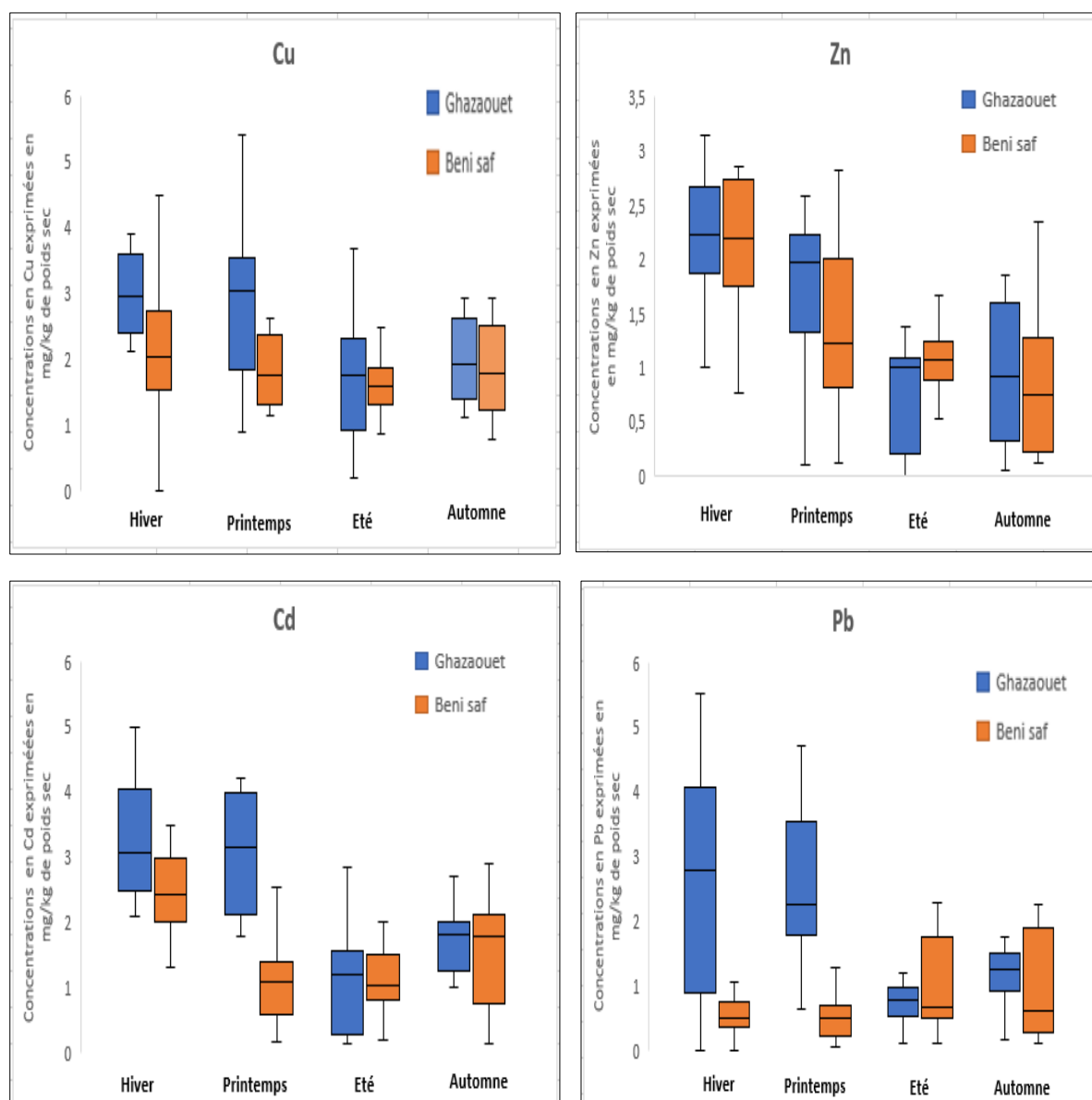


Figure IV.6: Variations saisonnières des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

L'analyse de variance à deux facteurs avec répétition d'expérience (ANOVA 2) effectuée sur les teneurs en métaux lourds (Cu, Zn, Cd, Pb) dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris*

provenant des deux ports de (Ghazaouet et Béni saf) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (saison et site) affecte significativement à ($p < 0,001$) pour le cadmium et le plomb.

Pour la variabilité inter saisons, les résultats de l'ANOVA 2 donnent des différences très hautement significatives pour les 04 métaux étudiés (p (lignes $< 0,001$)).

Cependant, pour la variabilité inter sites les résultats de l'ANOVA 2 donnent des différences hautement significatives pour le cuivre (p (colonnes $< 0,01$)) et très hautement significatives pour le cadmium et le plomb (p (colonnes $< 0,001$)). En revanche, pour le zinc les différences ne sont pas significatives (p (colonnes > 0.05))

IV.2.2 Glande digestive

Les résultats des variations saisonnières des teneurs moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Beni saf) sont présentés dans le tableau (Fig IV.7) et illustrés par la figure (Fig IV.7). Les résultats de l'ANOVA à deux facteurs sont représentés dans l'Annexe (2).

Tableau (IV.7) : Variations saisonnières des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* (moyenneécartype) capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf
Hiver	2.915	2.992	2.633	2.738	4.637	3.189	3.032	1.842
	±	±	±	±	±	±	±	±
	1.835	0.937	0,942	0,572	0,755	0,467	0.739	0,729
Printemps	2,091	1.765	1,935	1,934	3.428	2.321	2.885	0.109
	±	±	±	±	±	±	±	±
	0.493	0,618	0,749	0,842	0,787	0,718	1.178	0.155
Eté	1.368	1.54	1.084	1.142	1.741	1.847	1.023	0.999
	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,532	0.636	0,576	0,449	0,599	0,596	0,551	0.534
Automne	1,202	1,078	1.013	0.933	2.658	2.001	1.547	1.865
	±	±	±	±	±	±	±	±
	0,433	0,493	0,673	0,596	0,642	1.116	0,814	1.020

A l'exception de la saison d'été ou la plus forte accumulation en cuivre, zinc et cadmium se trouve au niveau de la glande digestive d'*Octopus vulgaris* provenant du port de Béni saf, pour les autres saisons les concentrations les plus fortes sont relevées dans la glande digestive du port de Ghazaouet. Par ailleurs, La glande digestive d'*Octopus vulgaris* provenant des deux sites (Ghazaouet et Béni saf) montre une bioaccumulation en cuivre, en zinc qui s'effectue mieux en hiver et au printemps qu'en automne. Le gradient de concentration relevé pour ces deux éléments dans cet organe au niveau des deux sites s'affiche comme suit : **Hiver >**

Printemps > Eté > Automne (Fig IV.7). En outre, La glande digestive d'*Octopus vulgaris* provenant des deux sites (Ghazaouet et Béni saf) montre une bioaccumulation en cadmium qui s'effectue mieux en hiver et en printemps qu'en été. Le gradient s'affiche comme suit : **Hiver > Printemps > Automne > Eté** (Fig IV.7).

Quant au plomb, à l'exception de la saison d'automne où la plus forte accumulation se trouve au niveau de la glande digestive du port de Béni saf, pour les autres saisons les concentrations les plus fortes sont relevées chez la glande digestive du port de Ghazaouet. Les plus fortes teneurs en plomb sont toujours repérées en saison hivernale et printanière au niveau de la glande digestive d'*Octopus vulgaris* provenant du port de Ghazaouet où le gradient par saisons est : **Hiver > Printemps > Automne > Eté** (Fig IV.7). Par contre, pour l'automne et l'hiver la glande digestive du port de Béni saf accumule le plus avec un gradient de concentration : **Automne > Hiver > Eté > Printemps** (Fig IV.7). Toutefois, les valeurs inscrites pour le cadmium et le plomb dépassent les seuils limites de (0.189 mg/kg de poids sec **et** 0.12 mg/kg de poids sec, respectivement) (AIEA- 407, 2003)).

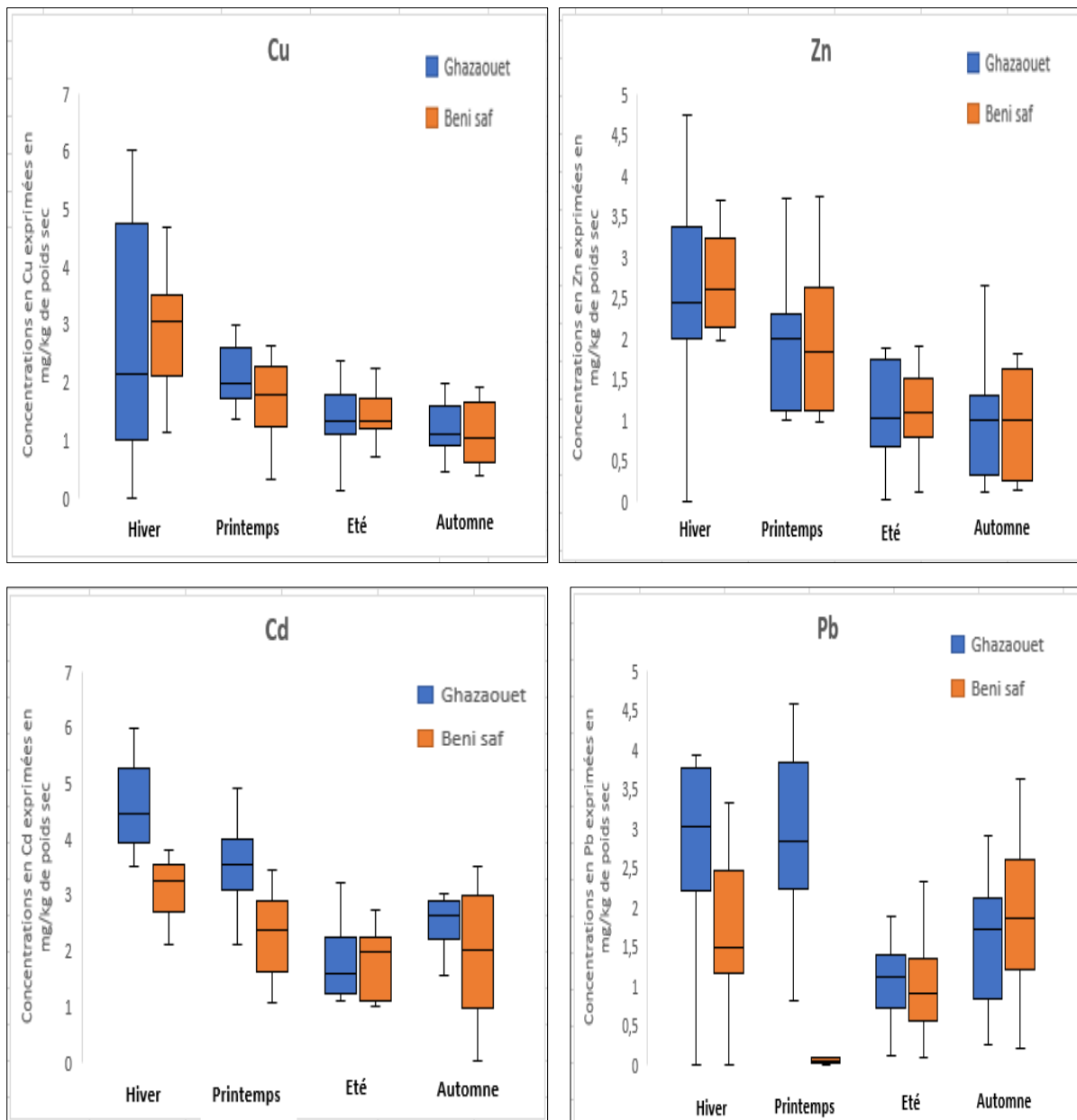


Figure IV.7 : Variations saisonnières des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

L'analyse de variance à deux facteurs avec répétition d'expérience (ANOVA 2) effectuée sur les teneurs en métaux lourds (Cu, Zn, Cd, Pb) dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* provenant des deux ports de (Ghazaouet et Béni saf), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (saison et site) affecte significativement à ($p < 0,001$) le cadmium et le plomb.

Pour la variabilité inter saisons, les résultats de l'ANOVA 2 donnent des différences très hautement significatives pour les 04 métaux étudiés (p (lignes $< 0,001$)).

Pour la variabilité inter sites, les résultats de l'ANOVA 2 donnent des différences très hautement significatives pour les teneurs moyennes en cadmium et en plomb (p (colonnes $< 0,001$)). Par contre, pour le cuivre et le zinc les différences ne sont pas significatives (p (colonnes > 0.05))

IV.2.3 Manteau

Les résultats des variations saisonnières des teneurs moyennes (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en mg/kg de poids sec dans le manteau d'*Octopus vulgaris* récoltés dans les deux ports (Ghazaouet et Beni saf) sont présentés dans le tableau (Fig IV.8). et illustrés par la figure (Fig IV.8). Les résultats de l'ANOVA à deux facteurs sont représentés dans l'Annexe (2)

Tableau (IV.8) : Variations saisonnières des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans le manteau d'*Octopus vulgaris* (moyenne \pm écartype) capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf
Hiver	1.094 \pm 0.566	0.57 \pm 0.318	1.114 \pm 0,297	1.125 \pm 0,493	0.148 \pm 0,033	0.096 \pm 0,054	0.092 \pm 0.045	0.099 \pm 0,071
Printemps	0.375 \pm 0.353	0.804 \pm 0,251	2.053 \pm 0.591	1,99 \pm 0,873	0.094 \pm 0,084	0.112 \pm 0,035	0.085 \pm 0.046	0.126 \pm 0.216
Eté	1.14 \pm 0,522	1.032 \pm 0.574	2.105 \pm 0,862	2.072 \pm 1.07	0.093 \pm 0,049	0.118 \pm 0,059	0.089 \pm 0,03	0.095 \pm 0.03
Automne	1,411 \pm 0,771	0.663 \pm 0,533	1.048 \pm 0,394	1.32 \pm 0,795	0.111 \pm 0,05	0.091 \pm 0.058	0.1 \pm 0,086	0.084 \pm 0.045

Cuivre

Les teneurs moyennes saisonnières en cuivre sont les plus importantes en automne, en été et en hiver dans le manteau d'*Octopus vulgaris* provenant du port de Ghazaouet où le gradient de concentration est : **Automne > Été > Hiver > Printemps** (Fig IV.8). Pour les saisons d'été et de printemps, les teneurs maximales sont repérées dans le manteau d'*Octopus vulgaris* du port de Béni et obeissent au gradient : **Été > Printemps > Automne > Hiver** (Fig IV.8). Cependant, ces valeurs restent inférieures à la norme (3.28 mg/kg de poids sec (**AIEA- 407, 2003**)).

Zinc

À l'exception de la saison d'automne ou la plus forte accumulation se trouve au niveau du manteau des spécimens de poulpe provenant du port de Béni saf, pour les autres saisons les concentrations les plus fortes sont relevées au niveau du manteau du port de Ghazaouet. Par ailleurs, les plus fortes teneurs en zinc sont repérées en été et en saison printanière au niveau du manteau d'*Octopus vulgaris* provenant des deux sites (Ghazaouet et Béni saf). Le gradient de concentration relevé pour cet élément dans cet organe au niveau des deux sites s'affiche comme suit :

Pour le port de Ghazaouet **Été > Printemps > Hiver > Automne** (Fig IV.8).

Pour le port de Beni saf **Été > Printemps > Automne > Hiver** (Fig IV.8).

Toutefois, Ces concentrations sont toutes inférieures à la norme (67.1 mg/kg de poids sec (**AIEA- 407, 2003**)).

Cadmium

L'hiver et l'automne présentent les plus fortes teneurs saisonnières dans le manteau d'*Octopus vulgaris* provenant du port de Ghazaouet ou le gradient de concentration s'affiche comme suit : **Hiver > Automne > Printemps > Été** (Fig IV.8). En revanche, en remarque l'inverse pour le manteau du port de Béni saf ou la concentration en métaux lourds est plus élevée en été et au printemps qu'en hiver et en automne et le gradient de concentration se présente : **Été > Printemps > Hiver > Automne** (Fig IV.8). Ces teneurs restent inférieures à la valeur moyenne de référence (0.189 mg/kg de poids sec (**AIEA- 407, 2003**)).

Plomb

Le manteau d'*Octopus vulgaris* provenant du port de Ghazaouet montre une bioaccumulation qui s'effectue mieux en automne qu'au printemps où le gradient de concentration saisonnier se présente comme suit : **Automne > Hiver > Été > Printemps** (Fig IV.8). En revanche, nous remarquons l'inverse pour le manteau du port de Béni saf où la concentration en métaux lourds est plus élevée au printemps qu'en automne et le gradient de concentration se présente : **Printemps > Hiver > Été > Automne** (Fig IV.8). La valeur enregistrée au niveau du manteau du port de Béni saf au printemps est la seule dépassant légèrement la valeur moyenne de référence (0.12 mg/kg de poids sec (AIEA- 407, 2003)).

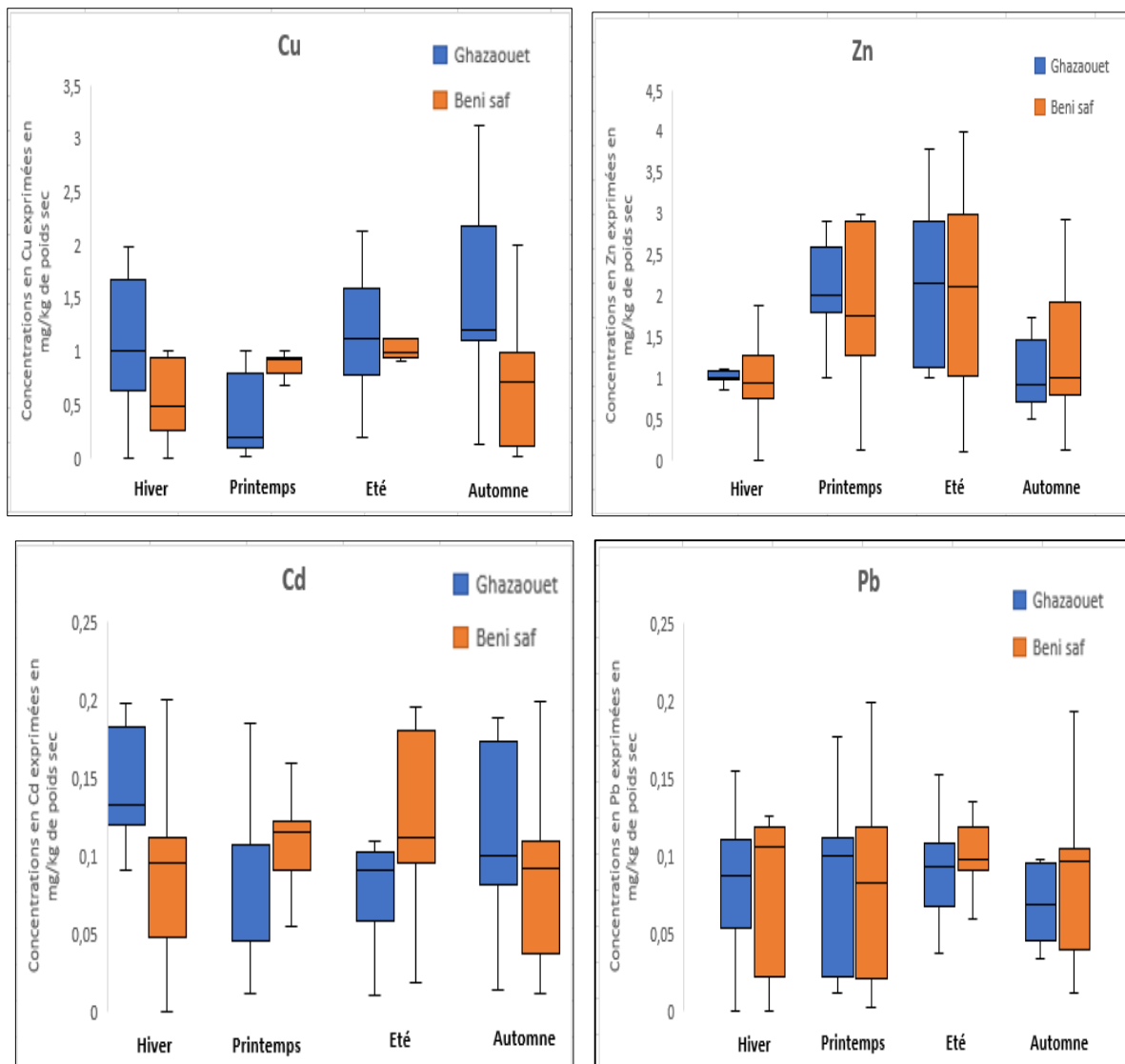


Figure IV.8 : Variations saisonnières des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans le manteau d'*Octopus vulgaris* (moyenne \pm écartype) pêchés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

L'analyse de variance à deux facteurs avec répétition d'expérience (ANOVA 2) effectuée sur les teneurs en métaux lourds (Cu, Zn, Cd, Pb) dans le manteau d'*Octopus vulgaris* provenant des deux ports de (Ghazaouet et Béni saf), révèle que l'interaction entre les deux facteurs (saison et site) donnent des différences très hautement significatives à ($p < 0,001$) pour le cuivre et des différences hautement significatives à ($p < 0,01$) pour le cadmium.

L'étude de la variance à deux facteurs avec répétition ANOVA2, ne montre aucune différence significative inter saisons (p (lignes) > 0.05) et inter sites (p (colonnes) > 0.05) pour l'accumulation du cadmium et du plomb. Pour ce qui est du cuivre et du zinc, nous relevons

des différences très hautement significatives inter saisons (p (lignes) $< 0,001$). Par contre, L'ANOVA 2, ne révèle aucune différence significative inter sites pour l'accumulation du zinc, du cuivre et du plomb (p (colonnes) > 0.05) alors qu'une différence significative est obtenue pour l'accumulation du cuivre (p (colonnes) < 0.05)

IV.3 Analyse en Composante Principale (ACP)

L'approche multivariée utilisée dans cette partie a pour but de simplifier le nombre de variables et de faciliter l'interprétation des données. Pour cette approche, l'Analyse en Composante Principale (ACP) comme outil statistique est utilisée afin de déterminer l'existence d'une corrélation entre les quatre (04) métaux (Cu, Zn, Cd, Pb), nous avons réalisé une (ACP) pour chaque saison, chaque (ACP) a pris en compte (04) quatre variables (04 métaux) et six (06) individus qui représentent les trois (03) organes (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) pour les deux sites (Ghazaouet et Béni saf).

IV.3.1 ACP appliquée en contexte saisonnier hivernal

La projection de l'ensemble des métaux lourds (cuivre, zinc cadmium, plomb) dans les organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) dans les deux sites (Ghazaouet et Béni-Saf) en saison hivernale est présentée sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe F1 et axe F2) et illustrée par la Figure (IV.9). Les valeurs propres (2.826 et 0.997) ont permis de retenir deux inerties 70.64 % et 24.93 % totalisant 95.57% de l'information. Les résultats de l'ACP sont représentés dans l'Annexe (03) Afin de faciliter la lecture nous avons utilisé des abréviations pour certains paramètres :

Béni saf -Glande digestive : B-G

Béni saf -Cœurs branchiaux : B-C

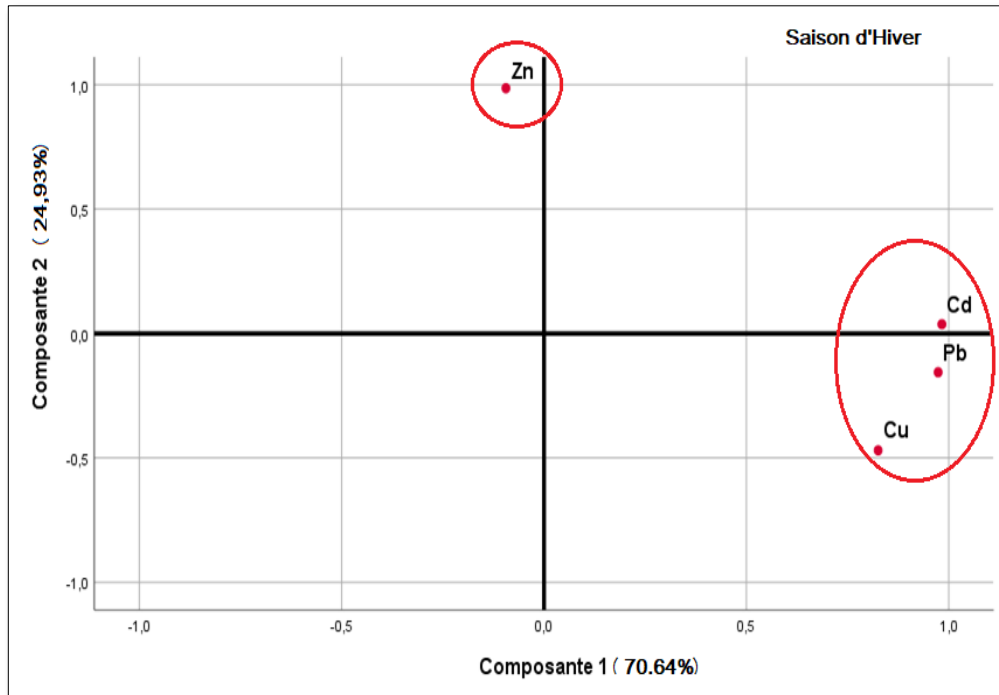
Béni saf-Manteau : B-M

Ghazaouet- Glande digestive : G-G

Ghazaouet-Cœurs branchiaux : G-C

Ghazaouet-Manteau : G-M

A : Variables



B : Individus

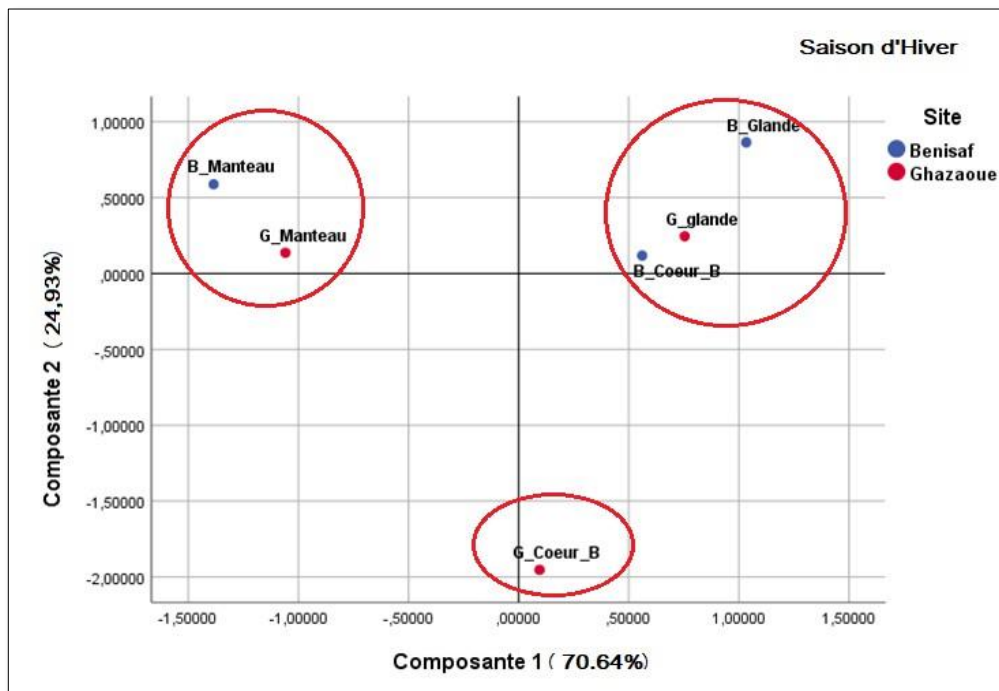


Figure IV.9 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison hivernale pour les variable (A) et pour les individus (B)

En saison hivernale, le diagramme des variables (A), explique une variance globale de 95.57 % pour les deux premiers axes (F1 :70.64 %, F2 :24.93 %). La première composante (F1) est expliquée par les trois métaux (variables) (Cd, Pb, Cu) qui semble être corrélé positivement entre eux et avec cet axe. Ceci veut dire qu'elles sont très bien représentées sur le diagramme,

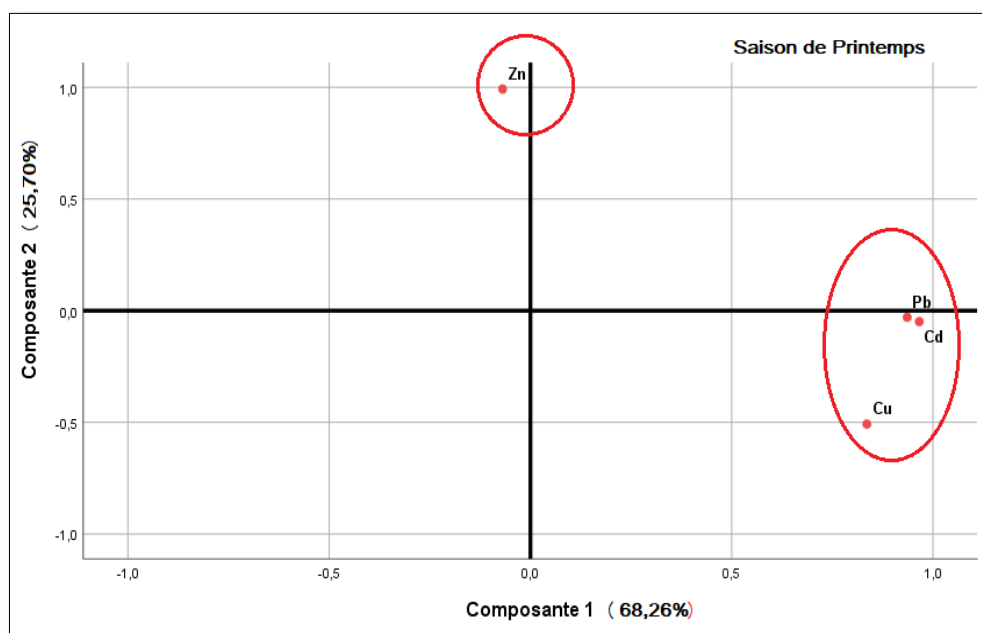
elles apportent la même information, et contribuent toutes dans l'établissement de cet axe. Alors que le zinc est corrélé positivement avec l'axe (F2) et ne semble présenter aucune association avec les autres métaux.

La projection des individus diagramme (B) montre une similarité des organes (B-G, G-G, B-C) du probablement à leurs teneurs similaires en (Cd, Pb, Cu). Alors que les organes (B-M, G-M) sont similaires dû à leurs teneurs faibles de ces métaux ce qui explique leurs positionnements négatifs. L'organe (G-C) se démarque par sa position négative sur l'axe (F2) du à sa faible concentration en zinc.

IV.3.2 ACP appliquée en contexte saisonnier printanier

La projection de l'ensemble des métaux lourds (cuivre, zinc cadmium, plomb) dans les organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) dans les deux sites (Ghazaouet et Béni-Saf) en saison printanière est présentée sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe F1 et axe F2) et illustrée par la Figure (IV.10). Les valeurs propres (2.731 et 1.028) ont permis de retenir deux inerties 68.26 % et 25.70% totalisant 93.96 % de l'information. Les résultats de l'ACP sont représentés dans l'Annexe (03).

A : Variables



B : Individus

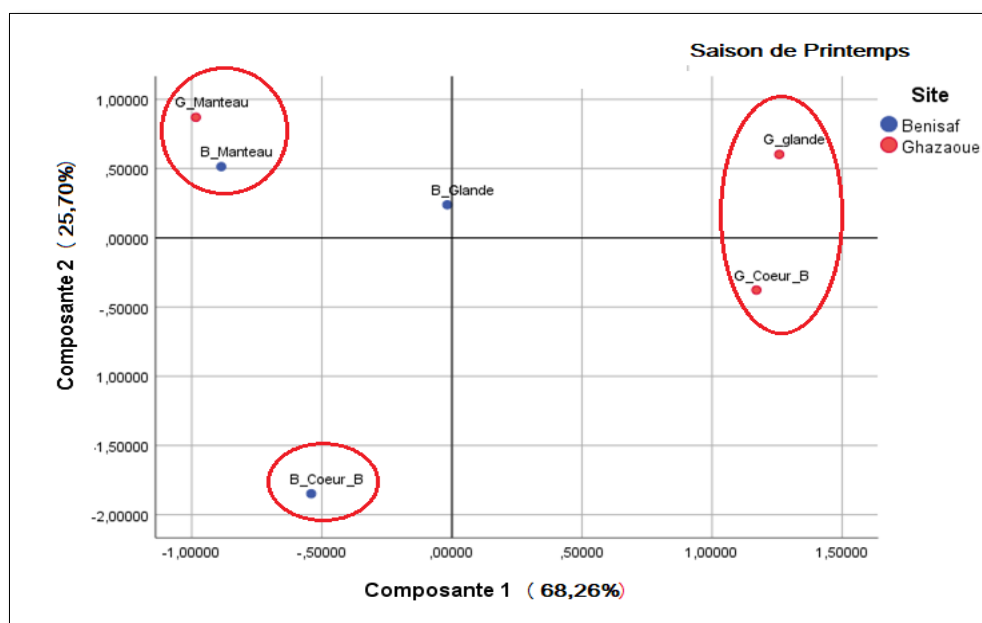


Figure IV.10 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison printanière pour les variable (A) et pour les individus (B)

En saison printanière, le diagramme des variables (A), explique une variance globale de 93.96 % pour les deux premiers axes (F1 :68.26 %, F2 :25.70 %). La première composante (F1) est expliquée par les trois métaux (variables) (Pb, Cd, Cu) qui semble être corrélé positivement entre eux et avec cet axe. Ceci veut dire qu'elles sont très bien représentées sur le diagramme, elles apportent la même information, et contribuent toutes dans l'établissement de cet axe.

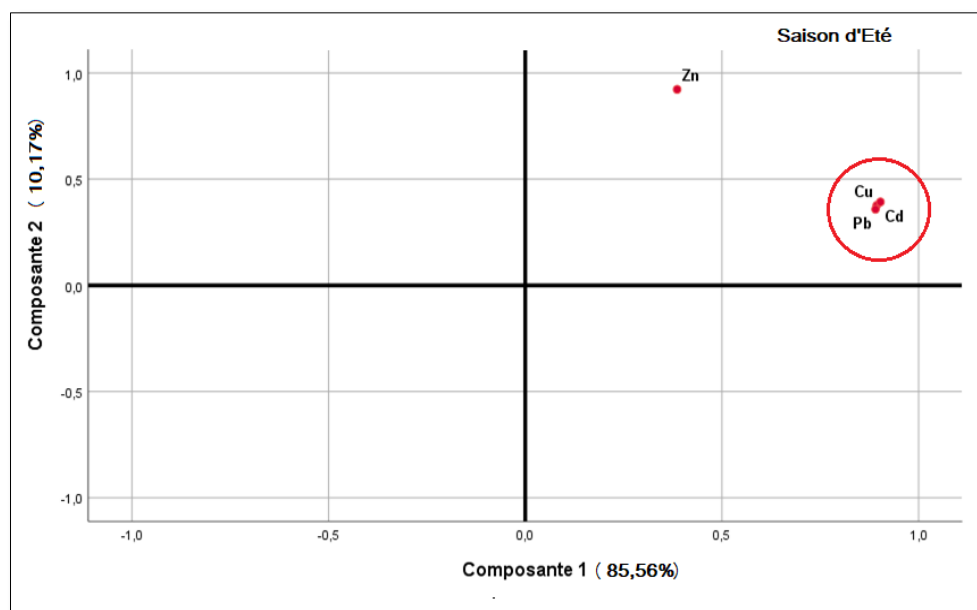
Alors que le zinc est corrélé positivement avec l'axe (F2) et ne semble présenter aucune association avec les autres métaux.

La projection des individus diagramme (B) montre une similarité des organes (G-G, B-C) du probablement à leurs teneurs similaires en (Pb, Cd, Cu). Alors que les organes (B-M, G-M) sont similaires dû à leurs teneurs faibles de ces métaux ce qui explique leurs positionnements négatifs. L'organe (B-C) se démarque par sa position négative sur l'axe (F2) due à sa faible concentration en zinc.

IV.3.3 ACP appliquée en contexte saisonnier estivale

La projection de l'ensemble des métaux lourds (cuivre, zinc, cadmium, plomb) dans les organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) dans les deux sites (Ghazaouet et Béni-Saf) en saison estivale est présentée sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe F1 et axe F2) et illustrée par la Figure (IV.11). Les valeurs propres (3.423 et 0.407) ont permis de retenir deux inerties 85.56 % et 10.17 % totalisant 95.73 % de l'information. Les résultats de l'ACP sont représentés dans l'Annexe (03).

A : Variables



B : Individus

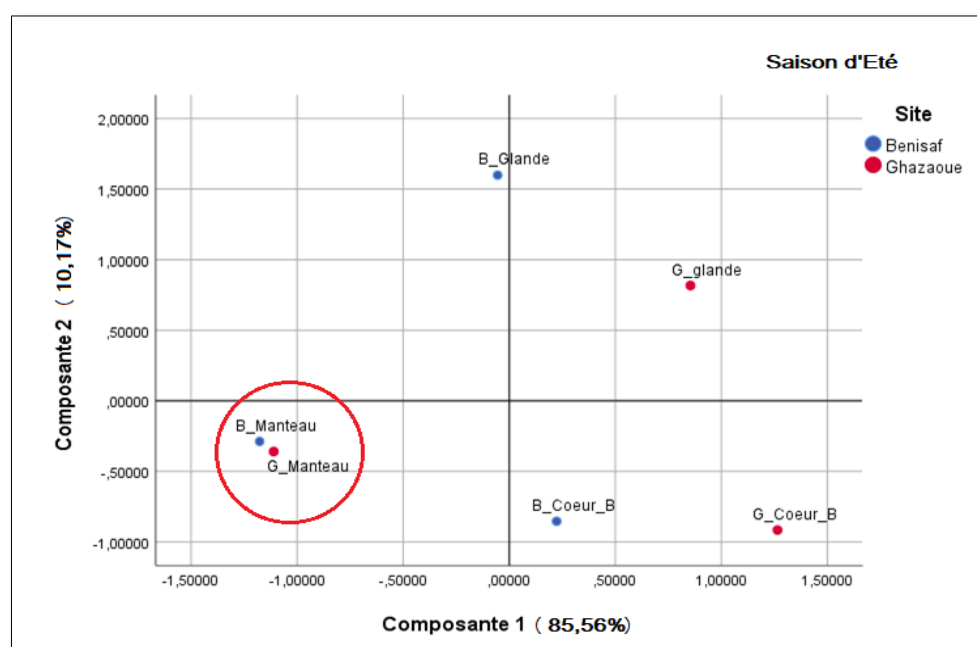


Figure IV.11 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison estivale pour les variable (A) et pour les individus (B)

En saison estivale, le diagramme des variables (A), explique une variance globale de 95.73 % pour les deux premiers axes (F1 :85.56 %, F2 :10.17 %). La première composante (F1) est expliquée par les trois métaux (variables) (Pb, Cd, Cu) qui semble être corrélé positivement entre eux et avec cet axe. Ceci veut dire qu'elles sont très bien représentées sur le diagramme, elles apportent la même information, et contribuent toutes dans l'établissement de cet axe.

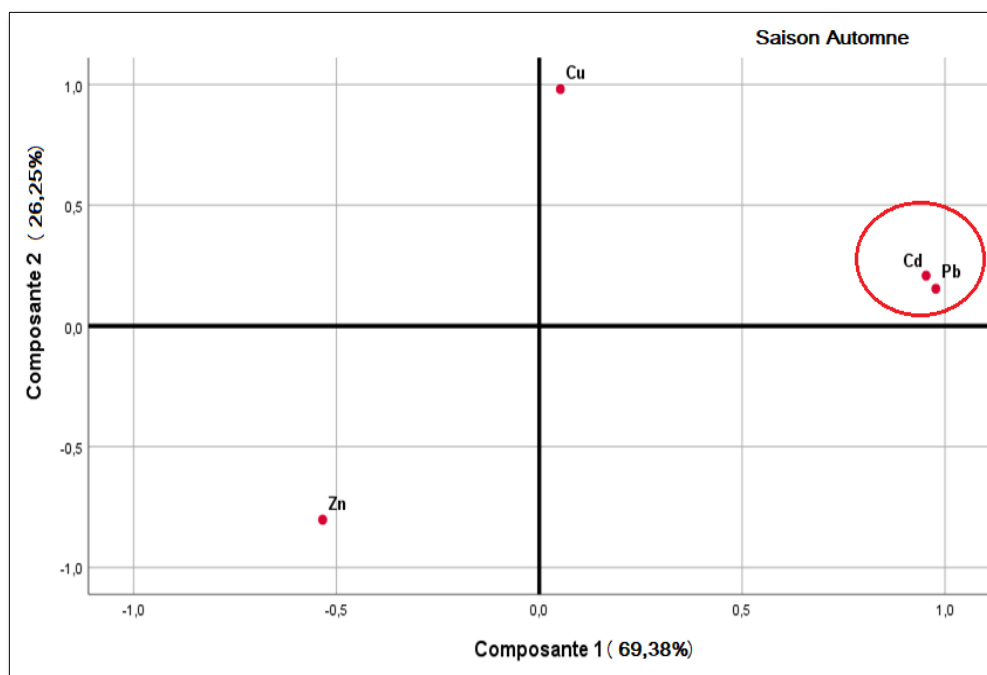
Alors que le zinc est corrélé positivement avec l'axe (F2) et ne semble présenter aucune association avec les autres métaux.

La projection des individus diagramme (B) montre des faibles teneurs en (Pb, Cd, Cu) pour les organes (B-M, G-M) ce qui explique leurs positionnements négatifs.

IV.3.4 ACP appliquée en contexte saisonnier automnale

La projection de l'ensemble des métaux lourds (cuivre, zinc cadmium, plomb) dans les organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) dans les deux sites (Ghazaouet et Béni-Saf) en saison automnale est présentée sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe F1 et axe F2) et illustrée par la Figure (IV.12). Les valeurs propres (2.775 et 1.050) ont permis de retenir deux inerties 69.38 % et 26.25% totalisant 95.63 % de l'information. Les résultats de l'ACP sont représentés dans l'Annexe (03).

A : Variables



B : Individus

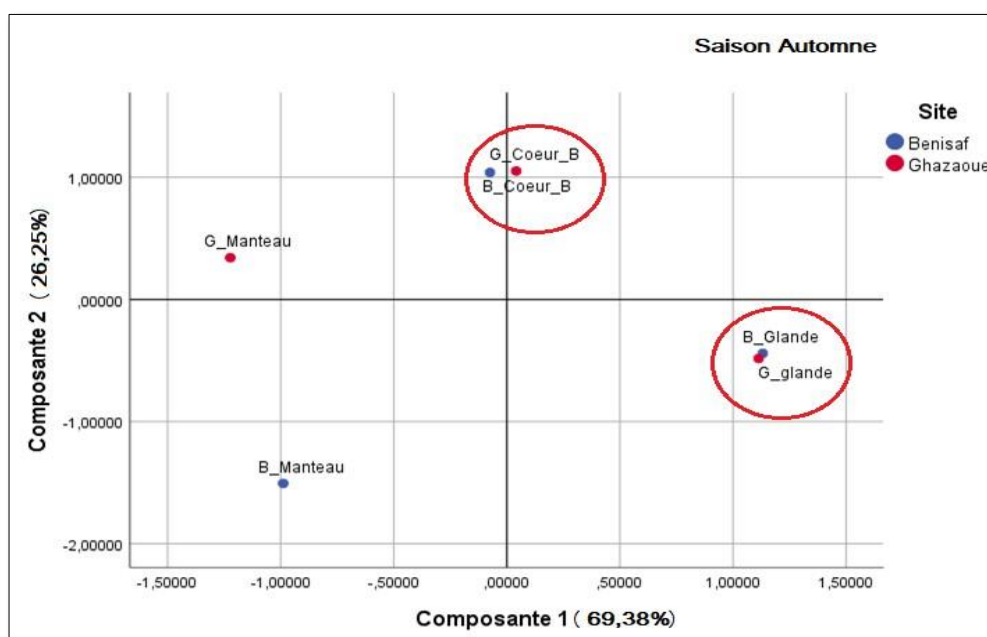


Figure IV.12 : Diagramme des résultats de l'ACP de la saison automnale pour les variable (A) et pour les individus (B)

En saison automnale, le diagramme des variables (A), explique une variance globale de 95.63 % pour les deux premiers axes (F1 :69.38 %, F2 :26.25). Les métaux (Cd et Pb) sont pratiquement les seules variables qui contribuent de manière positive à la composition de l'axe (F1) et qui montre une corrélation positive entre eux. L'axe (F2) est expliqué globalement par Cu du côté positif

La projection des individus diagramme (B) montre une ressemblance entre les organes (B-G et G-G) dû à leurs teneurs en (Cd et Pb), et les organes (G-B et B-C) à leurs teneurs en Cu. Alors que l'organe (B-M) semble caractérisé par sa teneur en Zn.

IV.3.5 ACP appliquée en contexte saisonnier global

La projection de l'ensemble des métaux lourds (cuivre, zinc cadmium, plomb) dans les organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) dans les deux sites (Ghazaouet et Béni-Saf) en quatre (04) saisons de l'année est présentée sur le plan formé par les deux premières composantes principales (axe F1 et axe F2) et illustrée par la Figure (IV.13). Les valeurs propres (2.861 et 0.808) ont permis de retenir deux inerties 71.51 % et 20.21 % totalisant 91.72% de l'information. Les résultats de l'ACP sont représentés dans l'Annexe (03). Afin de faciliter la lecture nous avons utilisé des abréviations pour certains paramètres :

Hiver-Ghazaouet-Glande digestive : HGG

Printemps-Ghazaouet-Glande digestive : PGG

Eté-Ghazaouet- Glande digestive : EGG

Automne-Ghazaouet-Glande digestive : AGG

Hiver-Béni saf-Glande digestive : HBG

Printemps-Béni saf-Glande digestive : PBG

Eté-Béni saf- Glande digestive : EBG

Automne-Béni saf-Glande digestive : ABG

Hiver-Ghazaouet- Cœurs branchiaux : HGC

Printemps-Ghazaouet-Cœurs branchiaux : PGC

Eté-Ghazaouet- Cœurs branchiaux : EGC

Automne-Ghazaouet- Cœurs branchiaux : AGC

Hiver-Béni saf-Cœurs branchiaux : HBC

Printemps-Béni saf-Cœurs branchiaux : PBC

Eté-Béni saf- Cœurs branchiaux : EBC

Automne-Béni saf-Cœurs branchiaux : ABC

Hiver-Ghazaouet- Manteau : HGM

Printemps-Ghazaouet- Manteau : PGM

Eté-Ghazaouet- Manteau : EGM

Automne-Ghazaouet- Manteau : AGM

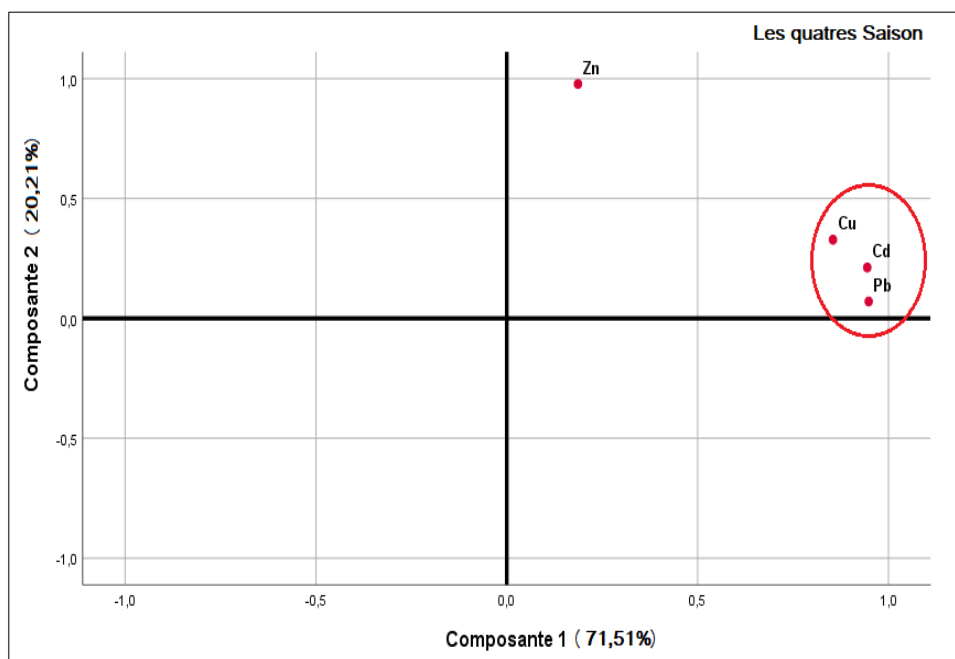
Hiver-Béni saf- Manteau : HBM

Printemps-Béni saf- Manteau : PBM

Eté-Béni saf- Manteau : EBM

Automne-Béni saf- Manteau : ABM

A : Variables



B : Individus

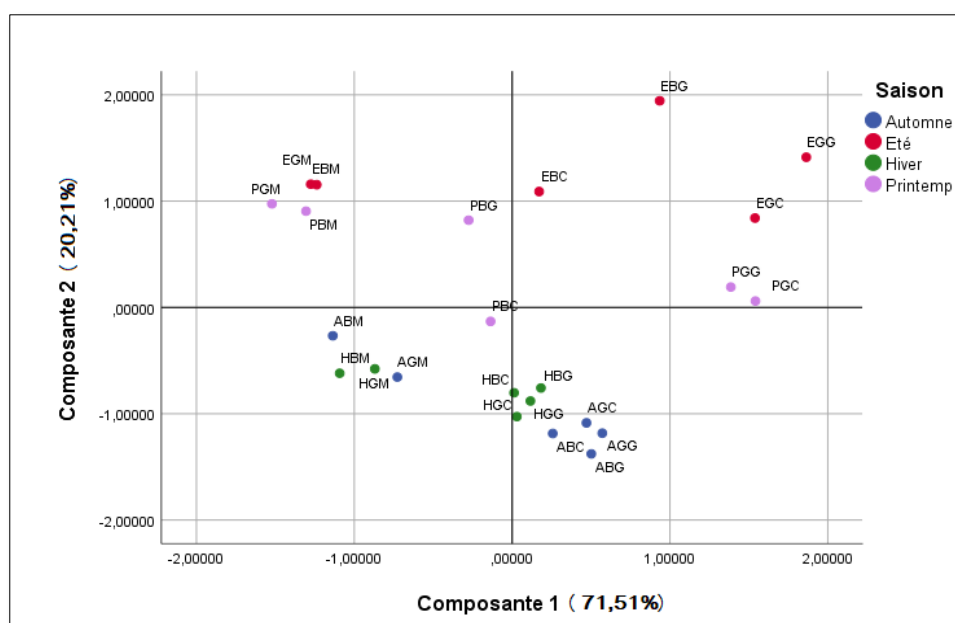


Figure IV.13: Diagramme des résultats de l'ACP des (04) saisons pour les variable (A) et pour les individus (B)

Le diagramme des variables (A), explique une variance globale de 91.72 % pour les deux premiers axes (F1 :71.51 %, F2 :20.21 %). La première composante (F1) est expliquée par les trois métaux (variables) (Pb, Cd, Cu) qui semblent être corrélés positivement entre eux et avec cet axe. Ceci veut dire qu'elles sont très bien représentées sur le diagramme, elles apportent la même information, et contribuent toutes dans l'établissement de cet axe. Alors que le zinc est corrélé positivement avec l'axe (F2) et ne semble présenter aucune association avec les autres métaux.

La projection des organes selon les saisons diagramme (B) montre une séparation nette entre les deux saisons (Eté et printemps) du côté positif de l'axe (F2), et la saison d'hiver et d'automne du côté négatif du même axe. Tandis que l'axe (F1) ne semble pas être une composante discriminante.

IV.4 Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variation interorganes

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode d'analyse de données qui permet de regrouper des individus (ou des objets) en fonction de leur similarité. Cette technique construit une hiérarchie ou une structure arborescente appelée dendrogramme, qui représente les relations de proximité entre les individus. La CAH commence par traiter chaque individu comme un groupe distinct. À chaque étape de l'analyse, les deux groupes les plus proches (c'est-à-dire les plus similaires selon certains critères de distance ou de similarité) sont fusionnés, formant un nouveau groupe. Ce processus se répète jusqu'à ce que tous les individus soient regroupés en un seul cluster, avec le dendrogramme illustrant cette série de fusions. Les résultats de la classification ascendante hiérarchique (CAH) sont représentés sur la figure (IV.14)

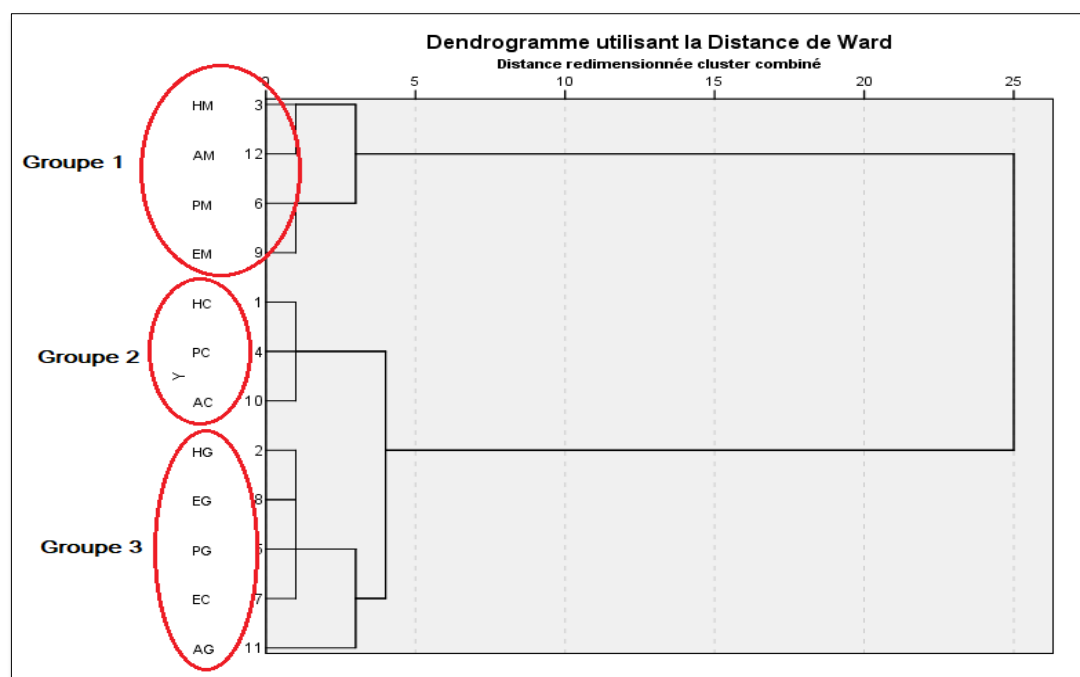


Figure IV.14 : Dendrogramme issue de la CAH de la variabilité interorgane selon les saisons en fonction de la variation des éléments métalliques des deux sites d'étude

Nous avons réalisé une classification ascendante hiérarchique afin de confirmer les similarités déterminantes de nos individus. Les résultats du Dendrogramme ont montré une répartition des trois (03) groupes qui semblent être regroupés selon les types d'organes :

- Le premier groupe est représenté par le manteau
- Le deuxième groupe regroupe les cœurs branchiaux
- Le troisième groupe rassemble majoritairement la glande digestive.

DISCUSSION DES RESULTATS

1-Etude de la variabilité des teneurs métalliques :

1-1 Variabilité inter-organe

A l'issue des résultats, la bioaccumulation des métaux analysés au niveau des deux ports (Ghazaouet et Béni saf) paraît différente entre les trois organes de poulpe étudiés : Les Cœurs branchiaux, la glande digestive et le manteau ($p < 0.001$), excepté pour le zinc ($p > 0.05$). Ceci est probablement dû au rôle de ces métaux dans les fonctions métaboliques (**Raimundo Pimenta, 2010**).

Dans la présente étude il a été trouvé que le cuivre était l'élément abondant présent avec de fortes teneurs dans les Cœurs branchiaux ($p < 0.001$) des poulpes recueillis du port de Ghazaouet et Béni saf. Nos observations sont similaires aux observations des autres travaux (**Duysak et al., 2013**) pour les branchies de la seiche (Mollusque céphalopode) et (**Miramand et Guary, 1980 ; Penicaud et al., 2017**) pour la même espèce étudiée *Octopus vulgaris* (Tab IV.9). Les concentrations élevées en cuivre dans les cœurs branchiaux s'expliquent par la nécessité du poulpe pour ce métal pour la synthèse du pigment respiratoire (l'hémocyanine) un pigment respiratoire contenant 0,25% de cuivre (**Bustamante et al., 2000**). Le cuivre s'accumule également dans les cœurs branchiaux par absorption et adsorption (**Duysak et Dural, 2015**).

Les concentrations en zinc ont montré une homogénéité et ne montrent pas de variabilité entre les trois organes de poulpe ($p > 0.05$), cela peut être lié aux fonctions métaboliques en tant que mécanismes homéostatiques qui régulent ces niveaux dans l'organisme (**Forstner et Wittmann, 1981 ; Canli et al., 2001**). En revanche, même si les teneurs en Zinc ne varient pas significativement ($p > 0.05$), aussi bien que le zinc est un élément essentiel pour la plupart des céphalopodes. Les cœurs branchiaux accumulent les valeurs les plus basses, ces résultats sont en désaccord avec les travaux de (**Miramand et al., 2006**) pour *Sepia officinalis* (Mollusque céphalopode) et (**Villanueva et Bustamante, 2006**) pour la même espèce *Octopus vulgaris*, mais il s'accumule dans le manteau des spécimens du port de Béni saf. Ces résultats s'inscrivent dans la même gamme de données obtenues pour les espèces céphalopodes (poulpe, seiche et calamar) sur les côtes européennes (**Raimundo et al., 2004 ; Napoleão et al., 2005 ; Seixas et al., 2005 ; Lourenço et al., 2009**) (Tab IV.9), mais ne concordent pas avec les résultats de (**Duysak et al., 2013**) pour la Seiche (Mollusque céphalopode). De même, le

cuivre est aussi accumulé par le manteau ($p < 0.001$), Les niveaux élevés de ces métaux essentiels (Zinc et cuivre) confirment les résultats trouvés pour les mêmes espèces par (Lourenço *et al.*, 2009) (Tab IV.9). Mais en désaccord avec les travaux de (Fränzle, 2003 ; Raimundo *et al.*, 2004). Les céphalopodes sont des prédateurs carnivores et actifs et ont des taux d'alimentation très élevés. Ainsi, leur régime alimentaire représente une voie d'exposition majeure à de nombreux éléments, dont le cuivre et le zinc (Bustamante *et al.*, 2002, 2004, 2006b). Cela devrait expliquer les valeurs élevées de ces éléments essentiels rapportées à l'organe comestible (Manteau) du poulpe. La pieuvre, avec la plus forte concentration de ces éléments dans ses tissus, consomme une gamme de proies plus large que la seiche et le calamar, les poulpes consomment principalement des crustacés (Smith, 2003 ; Urrutia-Olvera *et al.*, 2021) comme les crabes qui contiennent des niveaux élevés de cuivre et de zinc, ce qui peut conduire par la suite à un apport plus élevé de ces éléments (Reijbi *et al.*, 2014). Cependant, une absorption d'éléments d'origine hydrique se produit également lors de l'exposition à l'eau de mer (Bustamante *et al.*, 2002).

La capacité des céphalopodes à concentrer des quantités élevées en cadmium au niveau de la glande digestive ($p < 0.001$) est très connue. (Miramand et Guary, 1980 ; Miramand et Bentley, 1992 ; Bustamante, 1998 ; Napoleão *et al.*, 2001 ; Bustamante *et al.*, 2003 ; Raimundo *et al.*, 2004 ; Storelli *et al.*, 2005 ; Reijbi *et al.*, 2014 ; Nho *et al.*, 2016 ; Penicaud *et al.*, 2017) (Tab IV.9) .mais en inadéquation avec les résultats de (Raimundo *et al.*, 2004 ; Seixas *et al.*, 2005b; Karim *et al.*, 2016), qui ont noté une dominance de cuivre dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris*. De plus, les niveaux élevés de cuivre et zinc dans la glande digestive (Beni saf) sont liés probablement à leur rôle en tant qu'éléments essentiels, éléments impliqués dans divers processus métaboliques, tels que la formation d'enzymes métallo-dépendantes impliquées dans la digestion (Craig et Overnell, 2003 ; Ariano *et al.*, 2019). Le plomb, quant à lui, est en concentrations inférieures au cuivre et au cadmium dans la glande digestive des individus de poulpe échantillonnés du port de Beni saf et sont antagonistes aux travaux de (Nessim et Riad 2003, Seixas *et al.*, 2005 ; Bustamante *et al.*, 2008, Raimundo et Valé 2008) et cela pourrait être dû à sa possible élimination par d'autres voies d'excrétion (néphrons, cœur et intestin), comme cela a été décrit pour les mollusques (Marigómez *et al.*, 2002). En outre, tous les échantillons de glandes digestives de poulpe provenant du port de Ghazaouet présentaient les concentrations de cadmium et de plomb ($p < 0.001$) les plus élevées, confirmant le rôle principal de cet organe dans les processus de bioaccumulation et

de détoxification du cadmium et du plomb (**Bustamante et al.,2002 ;Carvalho et al.,2005 ; Storelli et al.,2010**) .De meme,les résultats d'une étude ont montré des concentrations plus élevées de cadmium et du plomb dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* capturé le long de la côte de Campanie, en Italie, par rapport au muscle, soulignant l'importance de cette organe dans la bioaccumulation de ces métaux (**Ariano et al., 2019**).Cet organe a une fonction physiologique majeure dans le processus digestif des céphalopodes, fournissant la plupart des enzymes digestives et stockant les nutriments et oligo-éléments ,la glande digestive d'*Octopus vulgaris* joue un rôle central dans la digestion et l'assimilation des nutriments, en adaptant ces processus à l'environnement de chaque espèce (**Bustamante, 1998 ;Gallardo et al., 2017**). L'accumulation de substances non essentiels (cadmium et plomb) dans la glande digestive dépend des mécanismes d'entrée apicale. **Bustamante et al.,2002b** ont révélé que le cadmium pénètre dans la glande digestive des céphalopodes directement via la nourriture et indirectement via le sang, dans ce dernier cas si l'absorption se produit à partir de l'eau de mer. Néanmoins, les mêmes auteurs ont révélé que l'élimination de ces métaux est plus rapide s'ils sont absorbés à travers l'eau. Ils ont montré que le cadmium présent dans les cœurs branchiaux provenait du cadmium d'origine hydrique, alors que le cadmium présent dans les aliments était entièrement retenu dans la glande digestive.

Le cadmium s'accumule préférentiellement dans les organes internes comme la glande digestive ($p < 0.001$), mais est faiblement concentré dans le manteau, où les concentrations sont généralement très faibles. La capacité de la glande digestive à accumuler des niveaux de cadmium plus élevés que le manteau, comme l'ont rapporté **Roldán-Wong et al., 2018** pourrait fournir un nouvel outil pour le suivi de la répartition géographique de ce métal, même lorsqu'il est présent à des niveaux négligeables dans la partie comestible. Le cadmium enregistre ses minimas au niveau du manteau et était bien en dessous de la limite de tolérance (0.189 mg/kg de poids sec), ce qui corrobore avec les travaux de **Bustamante et al., 1998b ; Prafulla et al.,2001 ; Raimundo et al., 2004, 2005 ; Miramand et al., 2006** (Tab IV.9) .En outre, les concentrations du cadmium dans le manteau sont très faibles dans les deux sites par rapport à la norme indiquant que la capacité de séquestration de la glande digestive a évité le transfert de ce métal vers les tissus comestibles (Manteau). Dans la présente étude, le manteau présente des teneurs en plomb les plus faibles de tous les métaux lourds, mais supérieures aux niveaux reportés dans les échantillons de la cote portugaise (**Carvalho et**

al.,2005). Une autre raison peut être due à la propriété faiblement soluble des composés de plomb et par conséquent la non-disponibilité de la biomasse dans le milieu marin. En outre, la glande digestive d'*Octopus vulgaris* possède une capacité remarquable à filtrer et à concentrer les métaux à partir de son alimentation. Cette capacité est particulièrement efficace pour le plomb, ce qui peut expliquer les concentrations élevées observées. La glande joue un rôle dans la séquestration des métaux, potentiellement pour minimiser leur toxicité pour l'animal (**Ariano et al., 2019**).

Le manteau ne peut pas stocker les métaux à long terme car il manque de protéines de liaison spécifiques (par exemple les métallothionéines). Cela met en évidence la capacité élevée d'élimination des métaux lourds chez le poulpe, car même lorsque ces organismes sont exposés à des concentrations élevées, leurs concentrations dans le manteau restent faibles, comme cela a été rapporté chez d'autres espèces de poulpes (**Napoleão et al., 2005 ; Raimundo et Valé, 2008**). De plus, Les faibles concentrations des métaux lourds dans le manteau d'*Octopus vulgaris* à tous les autres organes est cohérent avec les résultats rapportés par (**Miramand et Guary, 1980 ; Raimundo et valé,2008 ; Semedo et al.,2012**) (Tab IV.9) et d'autres céphalopodes comme *Sepia officinalis* et *Loligo vulgaris* (**Rjeibi et al., 2014**). Ceci est probablement dû au fait que les tissus musculaires ne sont pas des sites actifs de biotransformation et d'accumulation de métaux lourds (**Elnabris et al., 2013**). En conséquence, le manteau n'a pas été mentionné auparavant comme organe spécifique d'accumulation de cadmium chez le poulpe comme il a été signalé dans des travaux antérieurs (**Raimundo et al., 2004**).

Vu que les organes d'*Octopus vulgaris* montrent différentes capacités d'accumulation des métaux, on peut déduire de ce qui précède que l'accumulation des métaux lourds est dépendante de l'organe cible qui peut affecter l'accumulation de métaux chez les poulpes (**Ariano et al., 2019**). Il y a un réel organotropisme des métaux vers les organes. Ces différences peuvent être liées à : l'âge, aux habitudes alimentaires, à l'habitat (**Has-Schön et al., 2006**).

1-2 Variabilité inter-sites

Depuis la mise en service de l'unité d'électrolyse de zinc de Ghazaouet, et de la cimenterie de Béni-Saf, plusieurs travaux de recherche menés dans le cadre de l'évaluation de l'état de santé du littoral de l'extrême ouest algérien et la surveillance de la qualité du milieu marin par

l'équipe de dysfonctionnement des zones marines et saumâtres du laboratoire de « Valorisation des actions de l'Homme pour la protection de l'environnement et application en santé publique », ont montré l'importance des métaux lourds provenant de ces deux unités industrielles. Ces métaux toxiques sont détectés aussi bien dans le sédiment, et l'eau que dans les tissus de certains animaux et algues. (Dali Youcef, 2005 ; Belhadj, 2008 ; Allam, 2011 ; Benguedda *et al.*,2011).

Globalement, les résultats statistiques (Test de Student) ont montré que les organes de poulpes le long du littoral de l'extrême ouest présentent des variations géographiques pour certaines concentrations de métaux lourds entre les deux sites (Ghazaouet et Béni saf). Des différences de concentrations de métaux ont été observées entre les différents sites côtiers. Cela indique que la pollution de l'environnement et le type de tissus peut affecter l'accumulation de métaux chez les poulpes (Ariano *et al.*, 2019).

Pour les cœurs branchiaux, la variation spatiale des deux ports (Ghazaouet et Béni) est significative pour le cuivre ($p < 0,05$), hautement significative pour le Cadmium ($p < 0,01$) voir très hautement significative pour le plomb ($p < 0,001$). En revanche, Il n'y avait pas de différences significatives pour le zinc des cœurs branchiaux entre les deux sites ($p > 0,05$).

Concernant la glande digestive, la variation spatiale des deux ports (Ghazaouet et Béni saf) est hautement significative que pour le cadmium ($p < 0,01$). En revanche, Il n'y a pas de différences significatives pour le cuivre, le zinc et le plomb des cœurs branchiaux entre les deux sites ($p > 0,05$).

Contrairement à la glande digestive, La variation spatiale pour le manteau du biote étudié provenant des deux sites (Ghazaouet et Béni saf) est significative pour le zinc ($p < 0,05$), hautement significative pour le cuivre ($p < 0,01$) voire très hautement significative pour le plomb ($p < 0,001$). Cependant, Il n'y a pas de différence significative dans l'accumulation du Cadmium par le manteau d'*Octopus vulgaris* dans les deux sites de l'étude ($P > 0,05$).

Des niveaux élevés de cuivre, cadmium et plomb ont été observés dans les cœurs branchiaux des organismes du port de Ghazaouet qui sont nettement supérieures à celles du port de Béni saf. En outre, les teneurs en zinc ne varient pas significativement ($p > 0,05$) entre les deux sites, mais il s'accumule dans les cœurs branchiaux des poulpes échantillonnés du port de Ghazaouet. De même, les niveaux de cadmium et du cuivre dans la glande digestive et le manteau, respectivement des poulpes du port de Ghazaouet étaient d'un ordre de grandeur hautement supérieurs à ceux du port de Béni saf. Par conséquent, malgré que les teneurs en cadmium ne varient pas significativement ($p > 0,05$) entre les deux sites, mais il s'accumule

dans les manteau des poulpes pêchés du port de Ghazaouet. Ce contraste semble lié aux différences de disponibilité de ces métaux dans les eaux des deux sites. En fait, il est probable que les spécimens capturés sur le port de Ghazaouet sont exposés en permanence à des niveaux de ces métaux plus élevés au cours de leur vie que ceux du port de béni saf. Certes, le golfe de Ghazaouet est déjà connu sur la rive méditerranéenne sud comme étant « HOT SPOT » point chaud de pollution. Par conséquent, toute la zone côtière de Ghazaouet présenterait des différents niveaux de pollution métallique assez élevés en fonction de l'emplacement et de la proximité des sites d'échantillonnage par apport au complexe industriel ALZINC de Ghazaouet (considérée comme source principale de la pollution marine dans cette région). Cependant, une étude pertinente sur la contamination métallique dans les écosystèmes côtiers montre des gradients contrastés des concentrations de métaux traces dans les sédiments du golf de Ghazaouet, soulignant des zones préservées et des zones fortement impactées. Les indices de géo-accumulation (Igeo) et les facteurs d'enrichissement (EF) indiquent que les sédiments de cette zone côtière sont fortement pollués, en particulier par le Zn, Cd, Cu, et Pb, ce qui peut indirectement suggérer une pollution significative affectant également la faune marine telle que les poulpes (**Belhadj et al., 2017**).

Bustamante et al., (2000) suggèrent que l'accumulation du cadmium dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* est aussi lié à l'environnement. L'accumulation élevée de cadmium dans les cœurs branchiaux, la glande digestive et le manteau des spécimens du port de Ghazaouet semble donc refléter cette exposition environnementale. L'apport de quantités plus élevées de Cadmium dans les eaux côtières de Ghazaouet, associé aux fréquentes remontées d'eau qui accélèrent le cycle des nutriments et l'incorporation du cadmium dans la chaîne alimentaire, facilite le transfert de cet élément non essentiel à la pieuvre prédatrice (**Koyama et al., 2000**) et (**Bustamante et al., 2002**) ont démontré que la voie alimentaire est la voie la plus importante pour les métaux chez les céphalopodes. De plus, l'accumulation élevée de cadmium dans les cœurs branchiaux, la glande digestive, et le manteau d'*Octopus vulgaris* est étroitement liée aux conditions environnementales, notamment la présence de cadmium dans leur habitat marin. Les zones côtières soumises à une forte pression anthropique, comme les rejets industriels, agricoles, et urbains, présentent souvent des niveaux élevés de métaux lourds, y compris le cadmium. Ces contaminants peuvent s'accumuler dans l'environnement marin et être bioaccumulés par *Octopus vulgaris*. La glande digestive, en particulier, joue un

rôle majeur dans la bioaccumulation et la détoxification du cadmium, reflétant directement l'exposition environnementale à ce métal (**Ariano et al., 2019**).

Bien que le zinc, que ce soit dans les cœurs branchiaux ou dans la glande digestive, varie irrégulièrement sans tendance géographique ($P > 0,05$), le manteau présente une accumulation significativement plus élevée en zinc et en plomb chez les individus capturés sur le port de Béni saf. En conséquence, les niveaux de Plomb dans les cœurs branchiaux et le manteau varient irrégulièrement avec tendance géographique ($p < 0,001$), mais présentent des concentrations relativement uniformes dans la glande digestive au niveau des deux sites ($P > 0,05$). Les fortes concentrations du plomb au niveau des cœurs branchiaux et de la Glande digestive des deux sites d'échantillonnage dépassant les normes fixées par l'AIEA, était probablement dues à une forte pression anthropique dans ces deux sites, ou bien pourraient être dues aux concentrations trop élevées de ce métal dans l'eau des deux stations portuaires et à son absorption directe. Cependant, étant donné les habitudes sédentaires du poulpe, l'eau et la nourriture devraient être considérées comme des véhicules d'absorption du plomb. Nous supposons que le plomb présent dans les sédiments influence les niveaux présents dans les organismes benthiques qui constituent le régime alimentaire des poulpes, notamment les crabes et les bivalves. La contamination environnementale par le plomb, résultant des activités industrielles, agricoles, et urbaines, peut entraîner des niveaux élevés de ce métal dans les habitats marins. *Octopus vulgaris*, vivant dans des fonds marins souvent proches de sources de pollution, peut être particulièrement exposé à des concentrations élevées de plomb, ce qui explique l'accumulation dans leurs organes (**Meng et al., 2018**). Par conséquent, les études sur les mollusques et d'autres organismes aquatiques montrent que le plomb peut être directement absorbé à travers les surfaces en contact avec l'eau, comme les branchies, et par ingestion de particules ou de proies contaminées, accumulant ainsi dans la glande digestive (**Bejaoui et al., 2020**). Ces processus sont probablement similaires chez *Octopus vulgaris*, où les cœurs branchiaux et la glande digestive jouent un rôle crucial dans la respiration et la digestion, respectivement, les exposant directement aux contaminants dissous ou ingérés.

2- Etude des variations des concentrations métalliques chez *Octopus vulgaris* en fonction des saisons

Les individus du poulpe *Octopus vulgaris* des deux ports (Ghazaouet et Béni saf) ont fait l'objet de traitements statistiques par analyse de variance à deux facteurs avec répétition d'expérience (ANOVA 2) entre les saisons et les sites.

En effet tous les organes considérés concentrent des métaux lourds à des périodes saisonnières différentes. La variabilité saisonnière dans l'accumulation de métaux chez *Octopus vulgaris* est probablement le résultat d'une combinaison de changements environnementaux, de variations dans les habitudes alimentaires, et de modifications physiologiques liées aux conditions saisonnières et au métabolisme biologique. Les températures de l'eau, la salinité et d'autres paramètres environnementaux qui changent avec les saisons peuvent affecter directement ou indirectement la bioaccumulation des métaux dans différents tissus d'*Octopus vulgaris*. En effet, les niveaux de contamination métallique dans l'environnement marin peuvent fluctuer saisonnièrement en raison de facteurs tels que les apports fluviaux, les précipitations, et les activités industrielles ou agricoles, qui peuvent être plus élevés à certaines périodes de l'année (**Raimundo et al., 2004**). Par ailleurs, *Octopus vulgaris* peut modifier son régime alimentaire en fonction des saisons, ce qui peut influencer les niveaux d'accumulation de métaux. Les proies disponibles et leur charge métallique peuvent varier selon la saison (**Semedo et al., 2012**). Aussi, les processus physiologiques d'*Octopus vulgaris*, comme les mécanismes de détoxification, peuvent varier en fonction des conditions environnementales saisonnières, affectant ainsi la capacité d'accumulation et de traitement des métaux (**Raimundo et al., 2010**).

Par conséquent, L'absence de variation saisonnière claire des concentrations de cadmium et de plomb dans le manteau d'*Octopus vulgaris* suggère que d'autres facteurs, tels que les conditions environnementales ou les différences individuelles chez les poulpes, pourraient influencer davantage l'accumulation de métaux que les changements saisonniers (**Seixas et al., 2005**). Ceci est en accord avec les résultats de (**Rjeibi et al., 2015**) qui ont évalué les concentrations de ces éléments dans les tissus musculaires (bras et manteau) de trois céphalopodes commerciaux (*Loligo vulgaris*, *Octopus vulgaris*, et *Sepia officinalis*) capturés dans différentes régions côtières de la Tunisie, qui ont constaté que les variations des concentrations de ces éléments semblaient dépendre davantage du site d'échantillonnage que de la saison. Cela implique que la situation géographique et les conditions

environnementales locales peuvent jouer un rôle plus important dans l'accumulation de métaux lourds que les variations saisonnières

L'absence de variation inter-sites des concentrations de zinc dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* de Ghazaouet et Béni saf pourrait être attribuée aux mécanismes de régulation physiologique de l'espèce, qui garantissent des niveaux de zinc stables dans différentes conditions environnementales. Cette cohérence pourrait être cruciale pour maintenir les processus biologiques essentiels qui dépendent du zinc, de tels résultats ont été trouvés par plusieurs auteurs : Napoléon *et al.*, (2005) ont étudié les concentrations de plusieurs éléments, dont le zinc, dans différents tissus d'*Octopus vulgaris* capturés le long des côtes portugaises. Leurs résultats ont indiqué des variations significatives de certains éléments selon les tissus et les emplacements, mais le zinc, en particulier, présentait des niveaux constants. Cette cohérence pourrait suggérer un mécanisme de régulation chez *Octopus vulgaris* qui maintient des concentrations de zinc stables dans les cœurs branchiaux quelles que soient les différences environnementales (Napoleão *et al.*, 2005). De même, Raimundo *et al.*, (2004) ont également étudié la variation géographique et la répartition des métaux, y compris le zinc, dans divers tissus d'*Octopus vulgaris* le long de la côte portugaise. Leurs résultats suggèrent que les conditions environnementales et le métabolisme des céphalopodes pourraient affecter la concentration de métaux dans les tissus. Cependant, le zinc présentait moins de variabilité que d'autres métaux, probablement en raison de son rôle essentiel dans les processus biologiques et d'une régulation physiologique plus stricte (Raimundo *et al.*, 2004).

L'absence de variation inter-sites des concentrations de cuivre et de zinc dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* est probablement due aux mécanismes efficaces de régulation de ces métaux essentiels par le poulpe. Ces mécanismes assurent des niveaux stables de cuivre et de zinc, essentiels à divers processus physiologiques, quelles que soient les variations environnementales externes. Des observations similaires sont notées par plusieurs auteurs : Raimundo *et al.*, (2004) ont étudié les concentrations de métaux dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* le long de la côte portugaise, et ont découvert que même s'il existait des variations géographiques pour certains métaux, les concentrations de métaux essentiels comme le zinc et le cuivre étaient plus constantes. Cela suggère une forte régulation de ces métaux essentiels au sein de la glande digestive, probablement en raison de leur rôle critique

dans les processus biologiques (**Raimundo et al., 2004**). De plus, une autre étude menée par Raimundo *et al.*, (**2010**) ont également observé qu'une grande partie du zinc et du cuivre présent dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* a été réalisée sur des spécimens collectés dans les zones de la côte portugais était stockée dans le cytosol, ce qui indique des mécanismes de piégeage et de stockage efficaces. De tels mécanismes pourraient conduire à la stabilisation de ces niveaux de métaux dans différentes conditions environnementales (**Raimundo et al., 2010**).

L'absence de variation inter-sites des concentrations de zinc, de cadmium et de plomb dans le manteau d'*Octopus vulgaris* pourrait être due à des mécanismes physiologiques spécifiques à l'espèce qui régulent l'absorption, la distribution et le stockage de ces métaux, garantissant ainsi des niveaux stables dans différents environnements. Des résultats similaires ont également été enregistrées dans les organes d'*Octopus vulgaris* : Seixas *et al.*, (**2005**) ont étudié les concentrations d'oligoéléments, dont le cadmium et le plomb, dans différents tissus d'*Octopus vulgaris* sur la côte portugaise. Leurs résultats n'ont montré aucune relation significative entre les concentrations d'oligo-éléments et les paramètres biologiques tels que la taille ou la maturité du poulpe, ce qui indique que les niveaux de ces métaux pourraient être régulés de manière interne plutôt que d'être uniquement influencés par des facteurs environnementaux (**Seixas et al., 2005**). Aussi, l'étude menée par Rjeibi *et al.*, (**2015**) s'est principalement déroulée dans le Centre et le Sud de la Tunisie qui ont observé que la concentration en oligo-éléments, dont le zinc, dans les céphalopodes variait selon les espèces et semblait principalement dépendante du site d'échantillonnage. Cependant, les niveaux constants de zinc chez *Octopus vulgaris* sur différents sites pourraient être dus à des mécanismes physiologiques spécifiques à l'espèce qui régulent l'absorption et la distribution des métaux (**Rjeibi et al., 2015**). Par conséquent, d'autres chercheurs ont constaté que même si les concentrations de métaux comme le cadmium présentaient des différences significatives entre les sites d'échantillonnage chez les céphalopodes, la variation pourrait ne pas se refléter uniformément dans tous les tissus. Cela pourrait impliquer que certains tissus, comme le manteau, disposent de mécanismes permettant de maintenir des niveaux constants de ces métaux (**Rabaoui et al., 2016**). En revanche, une étude menée par Raimundo *et al.*, (**2004**) ont noté que même s'il existait des variations géographiques dans les concentrations de métaux dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris*, les tissus du manteau et des bras présentaient

moins de variabilité. Cela suggère une distribution ou une régulation plus uniforme de ces métaux dans le manteau, quelle que soit l'exposition environnementale (**Raimundo et al., 2004**).

L'interaction significative de la saison et du site pour les cœurs branchiaux et la glande digestive chez *Octopus vulgaris* en ce qui concerne le cadmium et le plomb, par opposition au cuivre et au zinc, peut être attribuée à une combinaison de facteurs biologiques et environnementaux, aux schémas de bioaccumulation spécifiques de l'espèce et mécanismes de détoxification spécialisés pour certains métaux. Les poulpes accumulent le cadmium et le plomb différemment par rapport aux autres métaux. La glande digestive et les cœurs branchiaux présentent des niveaux plus élevés de cadmium et de plomb, ce qui indique une propension de ces tissus à accumuler ces métaux plus que d'autres comme le cuivre et le zinc (**Ariano et al., 2019**). Les conditions environnementales locales, telles que la qualité de l'eau et les niveaux de contamination, peuvent varier considérablement selon les sites et les saisons. Ces variations peuvent influencer la concentration de cadmium et de plomb dans les habitats d'*Octopus vulgaris*, affectant leur accumulation dans les tissus de l'organisme (**Napoleão et al., 2005**). La concentration de plomb dans la glande digestive présente une corrélation négative avec l'état nutritionnel des poulpes, ce qui indique que l'accumulation de plomb pourrait être influencée par la santé globale et l'alimentation de l'organisme, qui peuvent varier selon la saison et le lieu (**Seixas et Pierce , 2005**). En revanche, le cuivre et le zinc sont des oligo-éléments essentiels nécessaires à diverses fonctions biologiques des poulpes, tandis que le cadmium et le plomb sont non essentiels et potentiellement toxiques. Les mécanismes de régulation des métaux essentiels comme le cuivre et le zinc peuvent être plus stables et moins influencés par des facteurs externes tels que la saison et le site (**Raimundo et al., 2010**). La disponibilité et les niveaux de cuivre et de zinc dans différents environnements marins pourraient être plus cohérents que ceux du cadmium et du plomb. Les variations des concentrations de cadmium et de plomb pourraient être plus prononcées en raison de la pollution locale ou de conditions environnementales spécifiques, montrant ainsi des interactions saison-site plus importantes (**Raimundo et al., 2004**).

L'interaction significative entre le site et la saison pour le cuivre et le cadmium dans le manteau d'*Octopus vulgaris* peut être attribuée aux variations environnementales et à des facteurs biologiques spécifiques à ces métaux différents environnements côtiers présentent

différents niveaux de contamination par les métaux en raison de facteurs tels que les rejets industriels, le ruissellement agricole et la pollution urbaine. Cette variabilité peut conduire à différentes concentrations de métaux comme le cuivre et le cadmium chez les poulpes provenant de différents sites ce qui corrobore les résultats de Rabaoui *et al.*, (2017) qui ont travaillé sur *Octopus vulgaris* et *Sepia officinalis* collectés dans quatre zones du Golfe de Gabès, au sud-est de la Tunisie. Les changements saisonniers peuvent influencer la biodisponibilité des métaux dans les environnements marins. Des facteurs tels que la température, la salinité et la disponibilité alimentaire, qui varient selon les saisons, peuvent affecter l'absorption et l'accumulation de métaux comme le cuivre et le cadmium dans le manteau d'*Octopus vulgaris* (Rjeibi *et al.*, 2015).

Le manteau d'*Octopus vulgaris* pourrait avoir des mécanismes physiologiques spécifiques pour accumuler et détoxifier les métaux. Cela pourrait expliquer pourquoi le cuivre et le cadmium présentent une interaction saison-site significative dans le tissu du manteau par rapport à d'autres parties du poulpe (Seixas *et al.*, 2005). Ces facteurs contribuent collectivement à l'interaction significative observée entre le site et la saison pour les concentrations de cuivre et de cadmium dans le manteau d'*Octopus vulgaris*. En revanche, l'absence d'interaction significative entre le site et la saison pour le zinc et le plomb dans le manteau d'*Octopus vulgaris* pourrait être due à plusieurs facteurs : Les niveaux de zinc et de plomb dans différents environnements marins peuvent être plus cohérents par rapport à d'autres métaux comme le cadmium. Cette cohérence dans la disponibilité environnementale pourrait entraîner des concentrations uniformes de ces métaux dans le manteau d'*Octopus vulgaris* sur différents sites et saisons (Lourenço *et al.*, 2009). De même, les poulpes ont développé des mécanismes pour réguler les métaux essentiels comme le zinc, en maintenant leurs niveaux dans une certaine fourchette. Pour le plomb, même s'il s'agit d'un métal non essentiel, l'organisme aurait pu développer des moyens efficaces pour limiter son accumulation dans le manteau, ce qui entraînerait moins de variabilité selon les différentes conditions environnementales (Raimundo *et al.*, 2004). Par ailleurs, le manteau pourrait ne pas être le tissu principal pour l'accumulation de ces métaux chez *Octopus vulgaris*. Des études ont montré que des organes comme la glande digestive jouent un rôle plus important dans la bioaccumulation et la détoxification des métaux, ce qui pourrait conduire à des variations moins prononcées du manteau (Raimundo *et al.*, 2010). Aussi, des facteurs biologiques tels

que le régime alimentaire, l'âge et l'état physiologique du poulpe pourraient avoir un impact plus important sur les niveaux de métaux dans le manteau que les facteurs environnementaux tels que le site et la saison. Ces facteurs biologiques pourraient l'emporter sur la variabilité environnementale, conduisant à un manque d'interaction significative (Rjeibi *et al.*, 2015). Ces facteurs suggèrent collectivement que l'absence d'interaction significative entre le site et la saison pour le zinc et le plomb dans le manteau d'*Octopus vulgaris* est probablement due à une combinaison de niveaux environnementaux constants, d'une régulation efficace des métaux, de différences d'accumulation spécifiques aux tissus et de l'impact primordial de facteurs biologiques.

Considérant les éléments essentiels, la concentration maximale en cuivre a été obtenue en hiver pour les cœurs branchiaux et la glande digestive d'*Octopus vulgaris* des deux sites (Ghazaouet et Béni saf), en automne et en été, respectivement pour le manteau de Ghazaouet et de Béni saf. Dans le cas du zinc, des niveaux plus élevés ont été trouvés en hiver pour les cœurs branchiaux et la glande digestive dans ces deux sites d'échantillonnage, tandis que des valeurs maximales ont été obtenues en été pour le manteau d'*Octopus vulgaris* provenant des deux sites (Ghazaouet et Béni saf). Compte tenu des métaux non essentiels, les niveaux de cadmium ont été signalés plus élevés en hiver pour les cœurs branchiaux et la glande digestive des deux sites (Ghazaouet et Béni saf) et le manteau d'*Octopus vulgaris* du port de Ghazaouet ($p < 0,01$), ainsi que des valeurs maximales ont été obtenues en été pour le manteau de Béni saf. Pour le plomb des concentrations plus élevées ont été détectées dans les cœurs branchiaux et la glande digestive d'*Octopus vulgaris* du port de Ghazaouet en hiver, alors qu'elles avaient tendance à augmenter en automne pour la glande digestive du port de Béni saf et le manteau du port de Ghazaouet. Par ailleurs, des valeurs élevées en plomb ont été observés au niveau du port de Béni saf en été pour les cœurs branchiaux, et au printemps pour le manteau.

Les changements saisonniers des teneurs en polluants métalliques décelées dans nos échantillons s'expliquent principalement par le fait que les premières précipitations dans notre zone d'étude commencent en fin du mois d'août. Elles tombent sur des sols secs, ruissellent et charrient toute sorte de déchets accumulés dans le bassin versant pendant la période sèche, ce qui provoqueraient, entre autres, une augmentation des concentrations des métaux lourds dans les deux sites d'échantillonnages (Ghazaouet et Béni saf), principalement

en hiver au niveau des cœurs branchiaux et de la glande digestive d'*Octopus vulgaris* pour tous les métaux, à l'exception du plomb où les fortes teneurs s'observent en été et en automne au niveau des deux sites (Ghazaouet et Béni saf ,respectivement) .Par contre, l'hiver reste ainsi la saison où les concentrations sont relativement basses au niveau du manteau pour le cuivre et le zinc du port de Béni saf , probablement en raison des forts gradients des courants hivernaux entraînant une meilleure dispersion des éléments polluants souvent par dilution.

La concentration plus élevée de métaux lourds chez *Octopus vulgaris* pendant l'hiver peut être attribuée à l'augmentation des activités anthropiques, aux variations géographiques et saisonnières de la pollution, aux adaptations des poulpes aux environnements pollués et à des facteurs environnementaux plus prononcés pendant les mois d'hiver. Les variations saisonnières du milieu aquatique, notamment les changements de température, de salinité et de circulation de l'eau en hiver, pourraient influencer la biodisponibilité et l'accumulation de métaux lourds dans les organismes marins comme les poulpes (**Dural et al., 2007**). Par conséquent, l'hiver peut présenter une contamination plus prononcée en raison de facteurs tels que l'augmentation du ruissellement ou les changements dans les courants d'eau (**Nicosia et al.,2015**).

Les variations des concentrations métalliques au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* reflètent différentes conditions environnementales d'exposition et indiquent potentiellement un effet saisonnier sur l'accumulation de métaux chez cette espèce (**Rjeibi et al., 2014**). Ces variations pourraient être influencées par les changements saisonniers de la pollution environnementale et des habitudes alimentaires des poulpes (**Ariano et al., 2019**).

La concentration maximale de cuivre dans les cœurs branchiaux et la glande digestive d'*Octopus vulgaris* pendant l'hiver peut être influencée par une combinaison de fonctions physiologiques de ces organes, de facteurs environnementaux et de variations saisonnières du régime alimentaire et de l'habitat du céphalopode. Le rôle physiologique des cœurs branchiaux et de la glande digestive chez *Octopus vulgaris* pourrait contribuer à l'accumulation saisonnière de cuivre. Ces organes sont impliqués dans des fonctions métaboliques, des processus de stockage et de détoxification qui pourraient conduire à des concentrations de cuivre plus élevées pendant certaines périodes (**Raimundo et Vale, 2008**). Par ailleurs, la concentration de cuivre dans le manteau d'*Octopus vulgaris* peut être affectée

par les conditions environnementales et l'apport alimentaire. Les changements dans la disponibilité de sources alimentaires riches en cuivre et les variations des conditions hydriques au cours de l'automne et l'été peuvent entraîner une bioaccumulation accrue du cuivre dans le manteau **(Rjeibi et al., 2014)**. Par conséquent, les différences géographiques dans la concentration de cuivre dans les eaux côtières peuvent entraîner des variations dans la teneur en cuivre d'*Octopus vulgaris*. Le manteau, étant un tissu actif, peut accumuler du cuivre provenant de l'environnement, avec des concentrations considérables en automne et en été en raison de facteurs environnementaux régionaux **(Raimundo et al., 2004)**.

La glande digestive et les cœurs branchiaux sont des organes clés pour le stockage et la détoxification des métaux, dont le zinc, chez *Octopus vulgaris*. Environ 95 % du zinc est stocké dans le cytosol de ces tissus, ce qui suggère le rôle des protéines cytosoliques dans le piégeage de ces éléments. Cela indique que les activités métaboliques de ces organes, qui varient selon les changements saisonniers, pourraient influencer la concentration de zinc pendant l'hiver **(Raimundo et al., 2010)**. L'été peut entraîner des modifications de la composition chimique de l'eau de mer, notamment en ce qui concerne les concentrations de métaux, en raison de facteurs tels que le ruissellement agricole, l'activité industrielle et les variations de température de l'eau. Ces changements peuvent augmenter la disponibilité du zinc et d'autres métaux dans l'habitat marin d'*Octopus vulgaris*, entraînant une accumulation accrue dans le manteau et d'autres tissus **(Rjeibi et al., 2015)**. Par ailleurs, *Octopus vulgaris* possède des mécanismes sophistiqués pour réguler les concentrations de métaux dans ses tissus, y compris le manteau. L'accumulation de zinc pourrait être liée à des mécanismes de détoxification ou à la nécessité de métaux pour des fonctions physiologiques spécifiques pendant l'été, lorsque l'activité métabolique et la croissance peuvent être accrues **(Raimundo et al., 2010)**.

Le régime alimentaire d'*Octopus vulgaris* peut varier selon les saisons, influençant ainsi leur exposition au cadmium. Pendant l'hiver, une disponibilité moindre de certaines proies peut amener les octopodes à se nourrir d'espèces plus contaminées par le cadmium, augmentant ainsi les niveaux de bioaccumulation dans leurs tissus. En effet, les ports, comme celui de Ghazaouet, peuvent être des zones de concentration élevée de polluants, y compris des métaux lourds, en raison des activités industrielles, du trafic maritime et du ruissellement urbain. Pendant l'hiver, les variations des conditions hydrologiques et une moindre dilution des polluants peuvent augmenter les concentrations de cadmium dans l'eau de mer, ce qui

peut entraîner une bioaccumulation accrue chez les organismes marins résidant à proximité **(Li et al., 2003)**. La glande digestive et les cœurs branchiaux jouent un rôle crucial dans la bioaccumulation et la détoxification des métaux lourds, dont le cadmium. Ces organes ont développé des processus biochimiques et métaboliques pour gérer les niveaux élevés de cadmium accumulés, en particulier en hiver, lorsque les conditions environnementales et la disponibilité alimentaire peuvent varier **(Seixas et Pierce, 2005)**. En revanche, la concentration de cadmium dans les organismes marins, y compris *Octopus vulgaris*, peut être affectée par les conditions environnementales telles que la température de l'eau et la disponibilité du cadmium dans leur alimentation. Ces facteurs peuvent changer de façon saisonnière, entraînant potentiellement une accumulation plus élevée de cadmium en été **(Nicosia et al., 2015)**. Cependant, les niveaux de cadmium peuvent également varier en fonction de l'emplacement géographique des poulpes. Différentes régions peuvent avoir différents niveaux de contamination de l'eau par le cadmium, ce qui peut entraîner des concentrations plus élevées dans les tissus d'*Octopus vulgaris* à certaines périodes de l'année, notamment en saison estivale **(Rjeibi et al., 2015)**. Les zones portuaires, comme le port de Béni Saf, sont souvent sujettes à une pollution accrue due aux activités industrielles, au transport maritime et au ruissellement urbain. Ces sources peuvent libérer du cadmium dans l'environnement marin, augmentant ainsi sa disponibilité pour les organismes marins, y compris *Octopus vulgaris*. Les études ont montré que le cadmium peut s'accumuler dans les tissus des céphalopodes, le manteau étant l'un des tissus qui peuvent refléter les niveaux de contamination environnementale. De plus, le manteau d'*Octopus vulgaris* joue un rôle crucial dans la respiration et les échanges ioniques, ce qui peut favoriser l'accumulation de cadmium et d'autres métaux lourds pendant les mois d'été, lorsque la température de l'eau et le métabolisme de l'animal sont plus élevés **(Bustamante et al., 2002)**.

L'accumulation de plomb dans *Octopus vulgaris* peut être influencée par des changements brusques des conditions environnementales, comme ceux qui se produisent après une forte pluie ou une tempête. Ces événements peuvent modifier la salinité et les concentrations de plomb dans les eaux côtières, affectant ainsi la teneur en plomb des organismes marins **(Raimundo et al., 2017)**. En hiver, des conditions spécifiques telles que des débits d'eau réduits peuvent diminuer la dilution des polluants, augmentant ainsi les concentrations de plomb dans l'habitat d'*Octopus vulgaris*. La glande digestive et les cœurs

branchiaux sont des organes clés chez *Octopus vulgaris* pour la bioaccumulation et la détoxification des métaux lourds, y compris le plomb. Ces organes sont impliqués dans divers processus biochimiques et métaboliques qui gèrent l'accumulation de métaux, qui peuvent varier selon les changements saisonniers, conduisant potentiellement à des concentrations plus élevées en hiver (**Raimundo et Vale, 2008**). En revanche, la concentration de plomb dans *Octopus vulgaris* peut être influencée par les conditions environnementales locales (cas des spécimens de Béni saf). Différentes zones géographiques présentent des variations des niveaux de plomb, reflétant les niveaux locaux de pollution de l'eau et la disponibilité alimentaire. Cela peut conduire à des concentrations plus élevées dans les cœurs branchiaux à certaines périodes de l'année, comme l'été (**Napoleão et al., 2005**). Ces organes sont impliqués dans divers processus biochimiques et métaboliques qui gèrent l'accumulation de métaux, qui peuvent varier selon les changements saisonniers, conduisant potentiellement à des concentrations plus élevées en été (**Raimundo et Vale, 2008**). En outre, les concentrations élevées de plomb dans la glande digestive en automne peuvent refléter des variations saisonnières dans les sources de pollution et les régimes alimentaires. En automne, des changements dans les activités humaines et les conditions environnementales, telles que les précipitations accrues entraînant un ruissellement plus important, peuvent augmenter la disponibilité du plomb dans l'habitat marin. Ces conditions peuvent conduire à une accumulation accrue de plomb par les proies d'*Octopus vulgaris*, et par conséquent, une plus grande bioaccumulation dans la glande digestive à travers la chaîne alimentaire (**Rjeibi et al., 2014**). Toutefois, les taux élevés de plomb dans le manteau d'*Octopus vulgaris* en particulier durant l'automne pour les spécimens du port de Ghazaouet et au printemps pour ceux du port de Béni Saf, s'expliquent en effet par le fait que les zones portuaires sont souvent des points chauds de contamination par les métaux lourds en raison de la concentration d'activités humaines et industrielles. Les métaux lourds peuvent s'accumuler dans les sédiments marins et être absorbés par *Octopus vulgaris*. Cette accumulation peut varier saisonnièrement en fonction des cycles de reproduction des espèces, des variations des activités humaines et des conditions environnementales. De plus, les ports de Ghazaouet et de Béni Saf peuvent être influencés par la circulation des eaux marines et les apports fluviaux, qui peuvent transporter des contaminants métalliques depuis d'autres régions. Les variations saisonnières dans les courants marins et les précipitations peuvent affecter la concentration et la distribution de ces métaux, conduisant à des niveaux plus élevés de plomb à certaines périodes de l'année.

En outre, Les taux élevés de plomb observés dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* du port de Béni Saf pendant l'automne peuvent être attribués à plusieurs facteurs spécifiques à cette période et à cette localisation. Le port de Béni Saf, comme d'autres zones portuaires, est susceptible d'être une zone de concentration d'activités humaines et industrielles. Ces activités peuvent inclure le transport maritime, la pêche, et potentiellement des rejets industriels contenant du plomb et d'autres métaux lourds. Les variations saisonnières, en particulier l'automne, peuvent être associées à une augmentation des précipitations dans certaines régions. Cela peut entraîner un ruissellement accru, transportant le plomb et d'autres contaminants des zones urbaines et agricoles vers le port. L'accumulation de ces contaminants dans les sédiments portuaires peut devenir une source significative de plomb pour les organismes marins.

Par ailleurs, d'un point de vue écotoxicologique, les moyennes en oligo-éléments (cuivre et zinc) trouvées dans les organes d'*Octopus vulgaris* (cœurs branchiaux, glande digestive et le manteau) durant toute les saisons d'échantillonnage provenant des deux sites (Ghazaouet et Béni saf) étaient inférieures aux normes. Contrairement à celles des éléments toxiques (Cd et Pb). Les niveaux en cadmium et en plomb trouvées dans les organes d'*Octopus vulgaris* durant les (04) saisons de l'année au niveau des deux sites d'échantillonnages, étaient supérieurs à la norme, à l'exception du manteau ou aucun échantillon n'a atteint la limite recommandée par l'AIEA pour le cadmium, sauf pour les spécimens de poulpe capturés au printemps au niveau du port de Béni saf et pour le plomb qui ont dépassé légèrement le seuil limite ce qui fait penser à une possible contamination locale du milieu marin par le cadmium et le plomb. Cette contamination des organes d'*Octopus vulgaris* par ces deux éléments témoigne de l'influence des activités anthropiques, sources potentielles des éléments métalliques dans les deux sites. Par conséquent, la consommation de tissus musculaires d'*Octopus vulgaris* ne représente pas un risque pour la santé humaine, même dans des sites contaminés, grâce à de faibles taux de bioaccumulation de métaux. En revanche, la consommation de glandes digestives et des cœurs branchiaux, en raison de niveaux élevés de Cd, pourrait poser des risques pour la santé et nécessite une surveillance accrue (**Roldán-Wong et al., 2018**).

3. ACP appliquée pour les quatres (04) saisons

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une technique statistique utilisée pour réduire la dimensionnalité d'un ensemble de données en transformant les variables originales en un nouveau jeu de variables non corrélées appelées composantes principales. Ces composantes principales sont ordonnées de telle manière que les premières portent le maximum de variance disponible dans les données originales, fournissant ainsi un moyen efficace de visualiser et d'analyser les relations entre les variables et les observations.

- ACP en contexte saisonnier hivernal

La somme de la variance expliquée par les deux premiers axes principaux est de 95.57%, avec (F1) expliquant 70.64% et (F2) 24.93%. Cela signifie que ces deux axes capturent efficacement la majorité de l'information présente dans le jeu de données original concernant les concentrations des métaux analysés. Une telle répartition de la variance indique une forte structuration des données autour de ces deux axes. En hiver, les concentrations de métaux peuvent être influencées par des facteurs saisonniers comme le lessivage des sols, les précipitations accrues ou les variations des activités industrielles et agricoles (**Rajeshkumar et al., 2018**)

La corrélation positive entre le cadmium, le plomb et le cuivre et le premier axe (F1) suggère qu'ils partagent une source commune de variation durant l'hiver, révélant une uniformité dans leurs mécanismes de distribution ou leurs origines environnementales pendant cette saison, ce qui pourrait être dû à des émissions industrielles constantes ou à l'accumulation dans les sols qui est ensuite transférée aux organes étudiés. Le fait qu'ils apportent la même information sur (F1) indique une similarité dans leur comportement ou leur source de contamination dans l'environnement pendant l'hiver. Cette similarité suggère que des stratégies de gestion ou de mitigation spécifiques à cette période pourraient être efficaces contre la contamination par ces trois métaux (Cd, Pb, Cu). En outre, Le zinc étant corrélé positivement avec le deuxième axe (F2) mais ne semble pas associé aux autres métaux sur le premier axe (F1). Cela pourrait indiquer que le zinc est influencé par un facteur ou un processus différent de celui affectant Cd, Pb, et Cu, ou bien que sa source de variation ou son mode d'accumulation est différent. En hiver, cela pourrait être dû à des processus spécifiques

tels que des utilisations différentes dans les pratiques agricoles ou une moindre volatilisation par rapport aux autres métaux.

Pour la projection des individus et similarités organique, les groupes d'organes (B-G, G-G, B-C) affichant des teneurs similaires en (Cd, Pb et Cu), ce qui les regroupe près sur le premier axe (F1) dans le diagramme (B). Cela reflète probablement une exposition commune ou une bioaccumulation similaire durant l'hiver, période où certaines sources de métaux peuvent être prédominantes. Alors que, les organes (B-M, G-M) se distinguent par leurs faibles teneurs en ces métaux, Ces organes sont groupés ensemble en raison de leurs faibles concentrations en Cd, Pb, et Cu, ce qui les place négativement par rapport à (F1) ou (F2), indiquant une différence notable dans leur bioaccumulation ou exposition par rapport aux autres groupes. Ce qui pourrait indiquer une moindre exposition ou une capacité différente d'accumulation durant la saison froide. En revanche, l'organe (G-C) se distinguant par sa faible concentration en zinc sur l'axe 2 met en évidence la spécificité de sa bioaccumulation ou de son exposition au zinc en hiver, qui pourrait différer en raison de facteurs environnementaux saisonniers spécifiques.

- **ACP en contexte saisonnier printanier**

Le fait que les deux premiers axes (F1 et F2) expliquent ensemble 93.96% de la variance totale est très significatif. Cela indique que ces axes capturent la majeure partie de l'information contenue dans les données originales. La saison printanière peut influencer la biodisponibilité des métaux et leur bioaccumulation dans les organes en raison de processus naturels tels que la croissance végétative accélérée, les précipitations variables et les apports anthropiques, tels que l'agriculture, qui peuvent varier selon la saison. Une étude menée par Rouane-Hacene et al., (2018) met en évidence l'impact significatif que peuvent avoir les processus naturels et anthropiques, notamment la saison printanière, sur la bio-disponibilité des métaux et leur bioaccumulation dans les organismes marins, offrant des perspectives importantes pour la surveillance environnementale et la gestion des écosystèmes côtiers **(Rouane-Hacene et al.,2018)**

Cependant, La forte corrélation du (Pb, Cd, Cu) avec le premier axe (F1) indique qu'ils partagent une source de variation similaire ou qu'ils sont affectés de manière similaire par les conditions environnementales printanières. Cela pourrait refléter une contamination commune ou des propriétés chimiques similaires qui influencent leur transport et leur accumulation.

En effet, Le zinc est corrélé positivement avec le deuxième axe (F2) et montre peu ou pas d'association avec (Pb, Cd, et Cu). Cette distinction peut suggérer que le zinc a une dynamique différente dans l'environnement en saison printanière, qui peut être caractérisée par des changements significatifs dans la biodisponibilité et la bioaccumulation du Zn en raison de processus naturels et anthropogéniques. L'étude de Weber et al., (2018) explore comment la distribution du zinc dans les océans est influencée par des processus biologiques dans l'Océan Austral et le piégeage réversible du Zn sur des particules en suspension. Cette recherche met en lumière l'impact potentiel des changements climatiques sur le cycle du Zn marin, impliquant une sensibilité accrue du cycle du Zn à des modifications dans le cycle de la matière organique induites par le climat **(Weber et al., 2018)**.

D'un point de vue projection des individus et similarités entre (G-G et B-C) ; il s'avère que ces organes montrent des concentrations similaires en (Pb, Cd, et Cu), indiquant une bioaccumulation similaire ou une exposition commune à ces métaux pendant le printemps. Cela pourrait être lié à des facteurs saisonniers spécifiques, tels que l'utilisation d'engrais ou de pesticides contenant ces métaux. Par conséquent, les organes (B-M et G-M) occupent un positionnement négatif indique des concentrations plus faibles en (Pb, Cd, et Cu), ce qui peut refléter une moindre exposition ou accumulation de ces métaux, ou encore une capacité différentielle de ces organes à séquestrer ou éliminer les métaux. En revanche, l'organe (B-C) se distinguant par sa position négative sur (F2) à cause de sa faible concentration en zinc peut indiquer des variations saisonnières spécifiques dans la disponibilité du zinc ou dans les mécanismes d'absorption par cet organe durant le printemps.

La saison printanière peut influencer la biodisponibilité des métaux dans l'environnement marin, notamment par les changements de température, les courants marins, et les apports fluviaux qui varient avec les précipitations. Pour *Octopus vulgaris*, ces variations saisonnières peuvent affecter la bioaccumulation des métaux à travers ses différentes stratégies alimentaires, son habitat, et ses mécanismes physiologiques de régulation des métaux.

- ACP en contexte saisonnier estivale

La très grande partie de la variance expliquée par les deux premiers axes (F1 avec 85.56% et F2 avec 10.17%) indique une forte structuration des données autour de ces axes. Cela montre que ces axes captent l'essentiel des dynamiques de variation des concentrations métalliques dans l'ensemble des données.

En effet, la corrélation positive entre (Pb, Cd et Cu) et le premier axe (F1) suggère qu'ils sont influencés par des facteurs similaires ou partagent une source de contamination commune pendant l'été. Leur forte représentation sur cet axe signifie également qu'ils contribuent significativement à la variance observée, ce qui peut refléter une exposition ou une bioaccumulation spécifique à cette période de l'année.

Cependant, La corrélation du zinc avec le deuxième axe (F2), sans association notable avec les autres métaux (Pb, Cd et Cu), indique que le zinc est influencé par un ensemble différent de facteurs ou qu'il possède un comportement bioaccumulatif distinct dans les organes.

La distinction entre les organes (B-M et G-M) basée sur leurs faibles teneurs en (Pb, Cd, et Cu), reflète leur positionnement négatif sur le diagramme (B). Cette caractéristique peut être liée à des mécanismes biologiques spécifiques d'excrétion ou de régulation des métaux qui sont particulièrement actifs ou efficaces durant l'été, possiblement en réponse à une augmentation de la température ou à des changements dans l'alimentation ou le métabolisme de l'*Octopus vulgaris*.

La saison estivale peut amener des variations importantes dans les concentrations de métaux dans l'environnement marin, dues à des facteurs tels que les cycles de reproduction des organismes, les variations de la productivité primaire, ou encore les apports fluviaux qui peuvent être modifiés par les précipitations saisonnières. Pour *Octopus vulgaris*, ces variations peuvent influencer directement la bioaccumulation des métaux, reflétant non seulement les conditions environnementales mais aussi les adaptations physiologiques saisonnières de l'espèce pour gérer la charge métallique.

- ACP appliquée en contexte saisonnier automnal

Le diagramme des variables (A) montre que les deux premiers axes expliquent une grande part de la variance totale (95.63 %), ce qui signifie que ces axes captent bien l'essentiel de l'information contenue dans les données originales. Le fait que le cadmium et le plomb contribuent principalement à l'axe (F1) et montrent une corrélation positive entre eux suggère que ces métaux ont des profils de distribution similaires dans les organes étudiés. Cela peut indiquer une source commune de contamination ou un mécanisme biologique similaire de bioaccumulation pour ces deux métaux. Tandis que, l'axe (F2) étant principalement influencé par le cuivre, cela signifie que la variation de la teneur en ce métal contribue de manière significative à différencier les échantillons dans l'espace réduit de l'ACP. Cela peut refléter un autre mode de bioaccumulation ou une source de contamination différente pour le Cu par rapport à Cd et Pb.

La projection des individus diagramme (B) montre comment les différents organes d'*Octopus vulgaris* se regroupent en fonction de leur teneur en métaux. Les organes (B-G et G-G) se regroupent en raison de leurs teneurs similaires en Cd et Pb, tandis que les organes (G-B et B-C) sont proches à cause de leur teneur en Cu. Par contre, l'organe (B-M) se distingue par sa teneur en zinc, ce qui suggère une spécificité dans sa capacité à accumuler ce métal.

Ces résultats peuvent être interprétés de plusieurs manières. D'une part, ils offrent un aperçu des processus de bioaccumulation des métaux chez *Octopus vulgaris*, suggérant que certains organes sont plus susceptibles d'accumuler certains métaux que d'autres. D'autre part, ils peuvent indiquer des implications écologiques, notamment en ce qui concerne l'exposition des octopodes à différents contaminants métalliques dans leur environnement. Enfin, ces résultats peuvent avoir des implications pour la santé humaine, surtout si ces organes sont consommés.

- ACP appliquée en contexte saisonnier global

La projection des organes selon les saisons sur le diagramme (B) montre une séparation nette entre les saisons sur l'axe (F2). Cela s'explique par le fait que l'axe (F2) semble capturer une variabilité importante liée aux saisons. Aussi, le fait que les saisons d'été et de printemps soient du côté positif de l'axe (F2), tandis que l'hiver et l'automne soient du côté négatif, suggère que l'axe (F2) pourrait représenter une caractéristique ou un ensemble de

caractéristiques qui varient significativement entre ces deux groupes de saisons. Ces caractéristiques pourraient être liées aux conditions climatiques, à la photopériode (durée d'ensoleillement), ou à d'autres facteurs saisonniers qui influencent le fonctionnement ou l'état des organes étudiés.

En outre, Le fait que l'axe (F1) ne semble pas séparer les saisons de manière significative indique qu'il ne capture pas de variabilité liée aux différences saisonnières, ou du moins pas de manière aussi évidente que l'axe (F2). Cela peut signifier que les variations capturées par l'axe (F1) sont plus liées à des caractéristiques internes ou à des facteurs indépendants aux saisons.

Globalement, dans une ACP, chaque axe principal est orthogonal (perpendiculaire) à l'autre, ce qui signifie qu'ils capturent des informations non redondantes sur les données. L'axe (F1), étant le premier composant principal, capture la plus grande variance possible, tandis que l'axe (F2) capture la plus grande variance possible non capturée par l'axe (F1). Puisque, l'axe (F1) ne discrimine pas les saisons, cela signifie que les variations saisonnières ne sont pas les variations les plus importantes dans l'ensemble de données global, mais elles sont significativement importantes pour être capturées par l'axe (F2).

4. Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la variation interorganes

La classification Ascendante Hiérarchique et l'interprétation des résultats obtenus via un dendrogramme, offrent un moyen précieux de comprendre les relations de similarité entre différents individus ou échantillons. Dans le cas de notre étude, le dendrogramme a permis de distinguer trois groupes principaux basés sur les types d'organes, ce qui révèle des similitudes intrinsèques entre les membres de chaque groupe. L'analyse a révélé trois groupes principaux, regroupés selon les types d'organes. Cela indique que les individus ont été classés en fonction de caractéristiques mesurées qui reflètent des similarités au sein des types d'organes spécifiés. Cependant, le premier groupe contient des individus qui partagent des caractéristiques similaires liées au manteau, suggérant que ces caractéristiques sont distinctives pour ce type d'organe. Dans le contexte des mollusques, par exemple, le manteau joue un rôle crucial dans diverses fonctions, telles que la formation de la coquille, la respiration et l'excrétion (**González-Costa et al., 2020**). L'agrégation de ces individus dans un même groupe suggère une homogénéité fonctionnelle ou structurale des manteaux, qui pourrait

être due à des adaptations évolutives similaires ou à des contraintes environnementales partagées.

De manière similaire, le deuxième groupe est formé par des individus dont les caractéristiques sont représentatives des cœurs branchiaux, indiquant que ces organes partagent des traits communs distincts des autres groupes. Les cœurs branchiaux sont caractéristiques de certains organismes aquatiques, facilitant la circulation du sang à travers les branchies pour l'échange de gaz. Le regroupement d'individus autour de cette caractéristique indique que les mécanismes ou structures de leur système circulatoire branchial présentent des similarités notables, possiblement en réponse à des besoins physiologiques spécifiques liés à leur mode de vie aquatique.

Le troisième groupe rassemble majoritairement des individus associés à la glande digestive, montrant encore une fois que les caractéristiques mesurées pour ces échantillons sont suffisamment similaires pour former un groupe distinct. Les individus de ce groupe sont principalement caractérisés par des similarités au niveau de la glande digestive. Cette convergence peut refléter des similitudes dans les régimes alimentaires, les stratégies de digestion ou les mécanismes d'absorption des nutriments. La glande digestive étant un organe clé pour la nutrition (**Ariano et al.,2019 ; Bastos et al.,2020**), son rôle peut varier considérablement d'une espèce à l'autre, mais les individus d'un même groupe peuvent partager des particularités digestives qui justifient leur classification commune.

Globalement, La formation de ces trois groupes confirme l'existence de similarités déterminantes entre les individus appartenant au même groupe. Cela signifie que, malgré la diversité des échantillons étudiés, il est possible d'identifier des regroupements basés sur des caractéristiques spécifiques qui sont importantes pour différencier les types d'organes. De plus, l'identification de ces trois groupes montre que la classification hiérarchique ascendante est efficace pour révéler des similarités détaillées entre les individus, basées sur des critères anatomiques ou fonctionnels précis.

Tableau (IV.9) : Comparaison des résultats obtenus chez *Octopus vulgaris* de la présente étude avec ceux de la littérature

Organes	Cu	Zn	Cd	Pb	Auteurs	Localité
Cœurs branchiaux	2,400 ± 1,052	1,465 ± 0,821	2,283 ± 1,195	1,842 ± 1,311	Présente étude	Ghazaouet
	1,921 ± 0,819	1,366 ± 0,803	1,575 ± 0,879	0,787 ± 0,602		Béni saf
	7,715 ± 1,751	1,272 ± 0,734	2,627 ± 1,930	/	Miramand et Guary ,1980	Maroc
	4,521 ± 2,251	5,511 ± 2,251	1,533 ± 0,521	1,751 ± 0,153	Penicaud et al., 2017	Mauritanie
	3,685 ± 1,312	2,987 ± 1,387	2,111 ± 0,653	0,517 ± 0,422	Raimundo et al., 2004	Portugal
	1,995 ± 1,075	2,441 ± 1,759	1,881 ± 0,959	/	Seixas et al., 2005	Portugal
	2,695 ± 1,475	2,411 ± 1,051	0,882 ± 0,353	0,109 ± 0,089	Lourenço et al.,2009	Portugal
Glande digestive	1,894 ± 1,227	1,666 ± 1,000	3,116 ± 1,272	2,122 ± 1,209	Présente étude	Ghazaouet
	1,856 ± 1,007	1,687 ± 0,952	2,339 ± 0,924	1,204 ± 0,995		Béni saf
	1,02 ± 0,219	1,966 ± 0,603	3,575 ± 1,874	/	Bustamante, 1998	France
	1,191 ± 0,419	2,466 ± 1,03	4,005 ± 1,174	1,377 ± 0,502	Napoleão et al.,2001	Portugal
	0,121 ± 0,019	1,333 ± 0,713	2,857 ± 0,854	0,499 ± 0,102	Bustamante et al., 2003	France
	1,400 ± 0,852	1,265 ± 0,833	2,213 ± 1,115	/	Reijbi et al.,2014	Tunisie
	1,333 ± 1,075	1,27 ± 0,734	4,127 ± 1,430	0,827 ± 0,20	Nho et al.,2016	Sénégal
Manteau	1,005 ± 0,695	1,580 ± 0,764	0,112 ± 0,051	0,091 ± 0,056	Présente étude	Ghazaouet
	0,767 ± 0,474	1,627 ± 0,930	0,104 ± 0,053	0,101 ± 0,118		Béni saf
	/	/	0,580 ± 0,164	0,91 ± 0,56	Napoleão et al., 2005	Portugal
	/	0,08 ± 0,04	0,09 ± 0,07	/	Miramand et al.,2006	Maroc
	0,095 ± 0,029	0,580 ± 0,364	0,117 ± 0,061	0,061 ± 0,033	Bustamante et al., 1998b	France
	0,487 ± 0,179	1,627 ± 0,930	0,194 ± 0,053	/	Prafulla et al.,2001	Portugal
	0,067 ± 0,034	0,627 ± 0,230	0,204 ± 0,093	/	Semedo et al.,2012	

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La préservation de la qualité du milieu marin littoral nécessite non seulement une connaissance quantitative des apports polluants vers l'environnement marin, mais également une connaissance des types de contaminants chimiques toxiques identifiés dans cet environnement. De même, l'utilisation d'organismes marins pour l'évaluation et la détermination du niveau de contamination ont été orientées dans l'optique de cet objectif.

Cette étude représente une continuité des préoccupations environnementales du collectif de l'équipe de dysfonctionnement des zones marines et saumâtres du laboratoire de « Valorisation des actions de l'Homme pour la protection de l'environnement et application en santé publique ». Cette démarche nous permette de tirer des enseignements pratiques en matière de suivi de l'état de santé du littoral de l'extrême ouest algérien à travers deux ports de pêche, de commerce et de transport de voyageurs (Ghazaouet et Béni saf)

L'intérêt dans ce travail est de réaliser une évaluation du niveau de contamination des polluants métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb) dans les régions de l'extrême Ouest du littoral algérien, notamment les sites portuaires de Ghazaouet et de Béni-Saf, en utilisant les organes des individus du poulpe commun *Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau), et d'actualiser la banque des données sur la contamination métallique au niveau de ces deux sites en fonction des saisons.

L'originalité de ce travail réside dans le choix du biote (Poulpe commun : *Octopus vulgaris*) utilisé comme bioindicateur pour l'évaluation de la contamination par les métaux étudiés : le cuivre, le zinc, le cadmium et le plomb.

Il ressort à la lumière de cette étude que l'analyse spectrophotométrique d'absorption atomique des échantillons montre que malgré que les métaux lourds s'accumulent différemment d'un organe à l'autre, mais le cadmium est l'élément le plus abondant dans les organes traités, dans les deux sites (Excepté pour le manteau qui accumule fortement le zinc).

L'utilisation des tests statistiques a permis de révéler la présence de variabilité entre les teneurs métalliques qui se manifeste à différentes échelles :

1/ Sur le plan variabilité inter-organes, l'analyse de la variance a un seul facteur (ANOVA 1) qui se manifeste par une variabilité de voies d'accumulation entre les organes d'*Octopus vulgaris* provenant des deux sites Ghazaouet et Béni saf a permis de révéler :

- Des similarités entre l'évolution du métal entre les organes des spécimens de poulpe de Ghazaouet et ceux de Béni saf.
- L'existence d'un effet *organe* concernant les teneurs moyennes en cuivre, cadmium et plomb. Par contre, il n'y a pas un effet *organe* observé dans les deux sites d'échantillonnages pour le zinc. Le type d'organe avait une influence très significative sur l'accumulation de cuivre, du cadmium et du plomb ($p < 0,001$), conduisant à une accumulation plus importante dans la glande digestive et les cœurs branchiaux que dans le manteau. De ce fait, l'accumulation de ces métaux varie selon l'organe cible, elle est généralement élevée dans les tissus métaboliquement actifs tels que la glande digestive et les cœurs branchiaux. De même, on constate que les niveaux du cadmium et le plomb (éléments non essentiels) dans les cœurs branchiaux et la glande digestive ont dépassé les normes considérées par l'AIEA en 2003.
- Le cuivre est localisé en abondance ou principalement dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris*, tandis que le cadmium s'accumule préférentiellement dans la glande digestive. Les cœurs branchiaux et la glande digestive se comportent dans la présente étude comme un site majeur d'accumulation métallique pour le cuivre et le cadmium. De ce fait, les métaux lourds dans la glande digestive et des cœurs branchiaux donnent plus de réponse sensible pour évaluer les effets de l'exposition aux métaux. Cette sensibilité pourrait être due aux rôles physiologiques de ces organes fonctionnels.
- Il y a clairement un organotropisme par rapport aux 04 éléments métalliques étudiés chez l'espèce *Octopus vulgaris*

- La présente enquête a montré que le manteau n'est pas un organe de bioaccumulation métallique surtout pour le plomb. Les concentrations des métaux lourds mesurées dans le manteau d'*Octopus vulgaris* ne dépassent pas les normes. Le poulpe de la région de l'extrême ouest algérien (Ghazaouet et Béni saf) ne présente donc aucun danger pour les consommateurs de cette espèce.
- *Octopus vulgaris* semble être une espèce bio indicatrice utile dans la surveillance environnementale des métaux surtout pour le cuivre, le cadmium et le plomb.

2/ Sur le plan variabilité spatiale, le test de Student, nous illustre sur :

- Pour les cœurs branchiaux il y a un effet *site* quant à la concentration du cuivre, cadmium et plomb. Pour le zinc, cette variabilité inter sites n'existe pas.
- Les concentrations de cadmium présentent des différences hautement significatives spécifiques au site à la fois dans la glande digestive et dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris*. Par ailleurs, La glande digestive présente sensiblement les mêmes taux en cuivre, zinc et plomb dans les deux sites d'échantillonnage ($P > 0.05$).
- Le cadmium et le plomb au niveau des cœurs branchiaux et de la glande digestive, présentent des valeurs supérieures aux normes dans les deux sites étudiés. Ces éléments ne sont pas essentiels pour ces organismes ce qui confirme encore une fois que leur présence est plutôt liée à des concentrations métalliques d'origine anthropique dans la région.
- La comparaison des concentrations de métaux traces dans le manteau d'*Octopus vulgaris* présente également quelques variations géographiques. En effet, cet organe comestible, quant à lui, n'accumule pas le cuivre, le zinc et le plomb de la même manière entre les deux sites. En revanche, le manteau présente sensiblement les mêmes taux en cadmium dans les deux sites d'échantillonnage ($P > 0.05$). Pour la glande digestive c'est le phénomène inverse.
- Le port de Ghazaouet accueille les concentrations les plus fortes de tous les métaux traces étudiés, en particulier dans les cœurs branchiaux et la glande digestive d'*Octopus vulgaris*. Effectivement, du fait de sa position d'exutoire « naturel » de l'essentiel des rejets directs et indirects provenant des différentes sources potentielles

de pollution, le golfe de Ghazaouet continue d'être le siège de cette contamination polymétallique. En outre, le manteau des spécimens échantillonnés au niveau du port de Béni saf enregistre des concentrations en zinc et en plomb qui dépassent ceux constatés à Ghazaouet.

- Toutefois, malgré les résultats trouvés dans les échantillons collectés à Ghazaouet, qui est considérée comme le site le plus pollué, aucune concentration des métaux traces trouvés dans le manteau des espèces de céphalopodes n'est préoccupante pour la consommation humaine et ne dépasse pas les valeurs standards fixées par les normes internationales.
- Les concentrations de métaux traces dans les organes d'*Octopus vulgaris* varient en fonction des emplacements géographiques et augmentent chez l'animal en fonction de leurs dispositions dans le milieu ambiant. Ceci est principalement dû à la variabilité de sources d'enrichissement en métaux traces d'un site à un autre et au fait que certains métaux traces peuvent provenir de différents rejets anthropiques. Par conséquent, cette aptitude à concentrer des métaux chez le mollusque est probablement liée à sa sédentarité et au mode de nutrition.

3/ Sur le plan variabilité saisonnière, L'analyse de variance à deux facteurs avec répétition d'expérience (ANOVA 2) effectuée sur les teneurs en métaux lourds dans les organes d'*Octopus vulgaris* (cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) provenant des deux ports (Ghazaouet et Béni saf), montre que :

- Les variations saisonnières semblent régir la répartition des métaux lourds (Cu, Zn, Cd, Pb) qui fluctuent considérablement dans les trois organes d'*Octopus vulgaris* (cœurs branchiaux, glande digestive et le manteau) de la zone d'étude.
- Le suivi des concentrations métalliques au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* a montré des variations saisonnières inter-sites selon le métal étudié. Pour les cœurs branchiaux ces variations s'observent pour le cuivre, le cadmium et le plomb, tandis que pour la glande digestive, ces variations sont notées pour le cadmium et le plomb. Alors que, le manteau se distingue par des variations inter-sites uniquement pour le cuivre.

- Pour les cœurs branchiaux et la glande digestive les fluctuations saisonnières sont hétérogènes ($p < 0,001$), les résultats obtenus témoignent de l'influence du facteur saison sur les variations des teneurs moyennes pour tous les métaux étudiés (Cu, Zn, Cd, Pb).
- Pour le manteau d'*Octopus vulgaris*, les résultats obtenus montrent bien que les variations des teneurs moyennes en éléments essentiels (cuivre et zinc) subissent l'influence des saisons. En revanche, il n'y avait pas une tendance saisonnière claire dans les concentrations du cadmium et du plomb au niveau de cet organe.
- L'effet combiné entre saison-site pour les cœurs branchiaux et la glande digestive, révèle une significativité semblable à ($p < 0,001$), pour le cadmium et le plomb à l'exception du cuivre et du zinc.
- L'interaction entre les deux facteurs (site et saison) pour le manteau sont affectés significativement pour le cuivre et le cadmium à ($p < 0,001$) et ($p < 0,01$).
- Le manteau d'*Octopus vulgaris* présente des oscillations moins importantes pour tous les métaux (Cu, Zn, Cd, Pb) avec une régression des concentrations moyennes durant la quasi-totalité des saisons de l'année
- Les concentrations en métaux les plus élevées ont été obtenues à partir des cœurs branchiaux et de la glande digestive d'*Octopus vulgaris* des deux sites (Ghzaouet et Béni saf) notamment en saison hivernale, à l'exception du plomb qui enregistre un pic en saison estivale et en saison automnale pour les cœurs branchiaux et la glande digestive du port de Béni saf, respectivement.
- Les concentrations moyennes des métaux étudiés au niveau du manteau d'*Octopus vulgaris* semblent bien inférieurs à la norme pendant les (04) saisons de l'année au niveau des deux sites d'échantillonnage (Ghzaouet et Béni saf). Les individus du poulpe *Octopus vulgaris* provenant de ces deux sites ne semblent pas présenter un véritable danger pour le consommateur, du fait que le manteau est la seule partie comestible consommée par l'homme, mais il est à rappeler que ces micropolluants ont un effet cumulatif à travers la chaîne trophique, et qu'ils ont aussi un effet néfaste à long terme sur la santé publique.

A la lumière de nos résultats, nous constatons que les variations saisonnières de la concentration en métaux lourds, dans les cœurs branchiaux et la glande digestive

évoluent simultanément dans les deux sites. Le manteau, par contre se détache de cette association.

4/ Analyse en Composante Principale (ACP)

L'Analyse multifactorielle (ACP) a été appliquée pour chaque saison, les individus représentent les trois (03) organes d'*Octopus vulgaris* (Cœurs branchiaux, glande digestive, manteau) pour les deux sites (Ghazaouet et Béni saf) et les variables sont les mesures concernant les différents métaux lourds : cuivre, zinc, cadmium et le plomb. Les résultats de l'analyse multifactorielle (ACP) ont démontré :

A/ Le diagramme des variables (A) offre une vue d'ensemble de la manière dont les métaux étudiés interagissent avec l'environnement et entre eux à travers les différentes saisons :

- La somme importante de la variance expliquée par les axes F1 et F2 dans chaque saison montre une forte capacité de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) à résumer les informations clés sur les concentrations des métaux étudiés.
- La proximité des vecteurs représentant le cadmium, le plomb et le cuivre indique une corrélation positive entre eux. Le zinc, étant éloigné de ces trois métaux dans le diagramme, montre peu ou pas de corrélation avec eux, indiquant une dynamique différente.
- Les métaux (Pb, Cd, et Cu) partagent souvent des facteurs de bioaccumulation communs, reflétant une contamination environnementale similaire ou des mécanismes d'accumulation.
- Le zinc se distingue par des dynamiques propres à chaque saison, évoquant l'existence de processus spécifiques influençant sa bioaccumulation.
- La variation saisonnière dans la corrélation des métaux avec les axes principaux (notamment le zinc) suggère que les facteurs environnementaux saisonniers jouent un rôle significatif dans la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux.

B/ La projection sur le diagramme (B) révèle des informations importantes sur la bioaccumulation des métaux dans différents organes d'*Octopus vulgaris*, démontrant l'influence significative des concentrations métalliques sur la disposition spatiale des échantillons selon les saisons :

- En hiver, la similitude des concentrations élevées en (cadmium, plomb, et cuivre) dans certains organes (B-G, G-G, B-C) révèle une probable exposition commune, tandis que les faibles concentrations observées dans d'autres organes (B-M, G-M) suggèrent une bioaccumulation moindre ou une efficacité différentielle de métabolisme. L'organe (G-C) se distingue par une faible concentration en zinc, indiquant une dynamique de bioaccumulation unique à ce métal.
- Au printemps, la similitude des concentrations en plomb, cadmium, et cuivre dans les organes (G-G et B-C) contraste avec les faibles concentrations dans les organes (B-M et G-M), reflétant potentiellement des différences dans l'exposition ou la capacité de ces organes à gérer la contamination. L'accent mis sur la faible concentration de zinc dans l'organe (B-C) pendant le printemps pointe vers des variations saisonnières spécifiques ou des mécanismes d'absorption distincts.
- La faible bioaccumulation de plomb, cadmium, et cuivre dans les organes (B-M et G-M), mise en évidence par leur positionnement négatif sur le diagramme (B), suggère l'activation de mécanismes biologiques d'excrétion ou de régulation efficaces. Ces mécanismes pourraient être renforcés en période estivale, en réaction à des facteurs tels que l'augmentation de la température ou des modifications de l'alimentation et du métabolisme spécifiques à cette saison.
- En automne, Le regroupement des organes (B-G et G-G) autour des teneurs en cadmium et plomb, et de (G-B et B-C) autour du cuivre, met en évidence une homogénéité dans la bioaccumulation de ces métaux, qui pourrait refléter des expositions environnementales similaires ou des mécanismes d'absorption et de régulation communs. En contraste, la distinction notable de l'organe (B-M) en raison de sa concentration spécifique en zinc suggère une capacité d'accumulation unique pour ce métal, peut-être due à des mécanismes biologiques spécifiques ou à une fonction organique distincte dans la gestion du zinc.
- La position des saisons sur les axes suggère que l'axe (F2) parvient à capturer des aspects spécifiques ou des caractéristiques qui distinguent de manière significative les saisons d'été et de printemps de celles d'hiver et d'automne.
- Le fait que l'axe (F1) ne parvienne pas à séparer les saisons aussi distinctement que

l'axe (F2) renforce l'idée que les variations qu'il capture sont principalement liées à des facteurs non saisonniers, peut-être inhérents aux organes eux-mêmes ou à d'autres influences externes non liées au cycle saisonnier.

La classification ascendante hiérarchique a permis d'identifier trois groupes principaux d'organes, chacun de ces groupes montre une similarité marquée au sein des organes d'*Octopus vulgaris* (le manteau, les cœurs branchiaux, et la glande digestive) reflétant des similarités fonctionnelles ou structurelles significatives entre eux, ce qui pourrait être le résultat d'adaptations évolutives ou de contraintes environnementales communes.

A l'issue de ce travail et au vu des résultats obtenus, *Octopus vulgaris* remplit les caractères d'une bonne espèce indicatrice, accumulatrice et bioindicatrice de l'état de santé du milieu marin. Il pourrait constituer un organisme tout à fait satisfaisant dans le cadre d'une approche multi-compartiment pour la surveillance de la contamination en milieu marin.

Les résultats que nous venons d'exposer ne font que confirmer l'existence d'une relation entre la pollution marine et les nombreuses sources de pollution le long des côtes de l'extrême ouest algérien. Ce qui doit inciter les décideurs et les scientifiques à travailler, coopérer, adopter et harmoniser conjointement leurs politiques et leurs stratégies pour un développement durable afin de protéger et préserver le milieu marin.

Ce travail a permis également de faire des recommandations pour des perspectives futures pour la protection du littoral algérien, en général, qu'il serait judicieux d'entreprendre :

- ✓ Cette étude a pour suite logique son extension à l'ensemble du littoral algérien.
- ✓ Elargir cette bio surveillance à plusieurs espèces de différents niveaux trophiques. Un bon programme de biomonitoring devrait faire appel à autant d'espèces. En outre, l'évaluation de la qualité des milieux marins au moyen d'une seule espèce sentinelle s'avère être une démarche restrictive.
- ✓ Il faut inclure d'autres contaminants chimiques et organiques et élargir la liste des éléments en traces métalliques recherchés.

- ✓ La distinction entre les organes selon leur contenu métallique souligne l'importance de considérer la spécificité organique et saisonnière dans les études de bioaccumulation. Elle met également en lumière la nécessité de stratégies de gestion environnementale adaptées pour minimiser l'exposition aux métaux lourds, prenant en compte les variations saisonnières et les mécanismes biologiques propres à chaque espèce marine.
- ✓ L'application de la réglementation en vigueur en matière de rejets d'eaux usées par rapport aux normes sanitaires et de qualité permettant la protection de la vie aquatique,
- ✓ Le suivi des oueds de notre région s'impose. Ces oueds collectent les rejets provenant de plusieurs activités en plus de ceux provenant des différentes décharges.
- ✓ La mise en place de stations d'épuration pour résoudre le problème des eaux usées (urbaines et industrielles).
- ✓ La sensibilisation du grand public et des usagers de la mer sur la valeur des milieux marins pour les générations actuelles et futures et aussi vis-à-vis de leur propre santé.
- ✓ Développer des programmes éducatifs au niveau des différents établissements scolaires afin de conscientiser les écoliers dès leur jeune âge, ainsi nous minimiserons l'impact négatif de l'homme sur la nature.
- ✓ Pour assurer la protection et la conservation de l'environnement marin, il convient de mettre en place un réseau écologique de surveillance de la qualité du milieu marin et des ressources halieutiques le long des côtes algériennes.
- ✓ Amendement et révision de La loi littorale (02-02 du 05 février 2002) relative à la protection et la valorisation du littoral et son aménagement et r révision du statut du CNL (Commissariat National du Littoral). Il convient d'assermenter les agents du CNL pour appliquer la loi afin de protéger les écosystèmes marins et éliminer la dégradation de l'environnement en Algérie.

Enfin, il serait très opportun de détailler ou de compléter ce travail par d'autres études approfondies et qui se rapportent à la qualité sanitaire des écosystèmes marins. Pour cela il faut :

- ✓ Voir l'impact du poids et la taille de l'organisme sur le processus de bioaccumulation et la mise en évidence de la relation métal/poids et métal/taille.
- ✓ Le comportement des métaux lourds (Synergie, antagonisme) vis-à-vis des divers facteurs physico-chimiques (pH, salinité, température) et biologiques (niveau trophique, état sexuel...).
- ✓ L'évaluation des effets des contaminants métalliques sur les organismes marins par l'étude de la génotoxicité de ces contaminants et l'utilisation des biomarqueurs (Metallothioneines, Acétylcholinestérase Catalase...etc.)

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- **Abdel-Daim, M., Eissa, I., Abdeen A., Abdel-Latif H., Ismail M., Dawood M., Hassan A., 2019.** Le lycopène et le resvératrol améliorent le stress oxydatif induit par les nanoparticules d'oxyde de zinc chez le tilapia du Nil, *Oreochromis niloticus*. Toxicologie et pharmacologie de l'environnement : 69, 44-50.
- **Abdel-Khalek A., Elhaddad I., Mamdouh S., Saed Marie M., 2016.** Assessment of Metal Pollution around Sabal Drainage in River Nile and its Impacts on Bioaccumulation Level, Metals Correlation and Human Risk Hazard using *Oreochromis niloticus* as a Bioindicator. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences :16, 227-239.
- **Abi-ayad L., 2015.** Etude expérimentale et statistique du dépôt spatiotemporel de métaux dans le milieu marin cas de la cote de dessalage du littoral ouest Algérien. Thèse de Doctorat en Ecologie végétale. Univ (Tlemcen algérie).173p.
- **Adriano D. C., 2001.** Trace Metals in Terrestrial Environments : Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, Springer-Verlag, New york : 866 Second ed.
- **Ajah Paul O., Sylvester I., Augustine M., Vinatius E., 2023.** Predisposing Factors that Promote Prevalence of Heavy Metals Assimilation and Bioaccumulation in Aquatic Medium and amongst Fishes. Asian Journal of Fisheries and Aquatic Research.
- **Alam M. G. M., Tanaka A., Allinson G., Laurenson L. J. B., Stagnitti F., Snow, E. T. 2002.** A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of Lake Kasumigaura, Japan. Ecotoxicol Environ Saf. 53 : 348–354.
- **Alayat A., Souiki L., Grara N., Djebar M.R., Boumedris Z.E., Benosmane S., Amamra R., Berrebbah H., 2014.** Effects of Cadmium on Water Content, Soluble Protein, Proline Changes and Some Antioxidant Enzymes in Wheat (*Triticum durum* desf.) Leaves. Annual Research et Review in Biology. 4(24) : 38353847.
- **Ali H., et Khan E., 2019.** Transfert trophique, bioaccumulation et bioamplification de métaux lourds et métalloïdes dangereux non essentiels dans les chaînes/réseaux alimentaires – Concepts et implications pour la faune et la santé humaine. Évaluation des risques humains et écologiques : An International Journal : 25, 1353 - 1376.
- **Ali H., Khan E., Ilahi I., 2019.** Chimie environnementale et écotoxicologie des métaux lourds dangereux : persistance, toxicité et bioaccumulation dans l'environnement. Journal de chimie.

- **Alizadeh A., Hosseini H., Meybodi N., Hashempour-Baltork F., Alizadeh-Sani M., Tajdar-oranj B., Pirhadi M., Khaneghah A., 2021.** Atténuation des éléments potentiellement toxiques dans les produits alimentaires par les bactéries probiotiques : un examen complet. *Food Research International* :152, 110324.
- **Allam H., 2011.** Etude de la bioaccumulation métallique chez les algues, oursins et sédiments dans le littoral de Honaine (extrême ouest algérien). Mémoire de Magister en ecologie et biologie des populations. Université de Tlemcen. 153p.
- **Alloway, B.J. et Ayres D.C., 1997-** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall.London : 394 pp.
- **Alouache L., Atmaoui F.,2018.** Le suivi de la zone côtière de Tichy à travers le dosage de quelques métaux lourds [en ligne]. Mémoire de master : Toxicologie industrielle et environnementale. Bejaia : Université Abderrahmane MIRA :69 p.
- **Amadi A.N., 2012.** Quality Assessment of Aba River Using Heavy Metal Pollution Index. *American Journal of Environmental Engineering* :2,45-49.
- **Amiard J.C., 2011.** Les risques chimiques environnementaux : Méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes. Edts. Tec & Doc Lavoisier. Paris (France) :782p.
- **Amiard-Triquet C., et Amiard J.C., 2008.** Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, Doc (Editions).
- **Amin M., Begum N., Mondal A., 2011.** Trace Element Concentrations Present in Five Species of Freshwater Fish of Bangladesh. *Bangladesh Journal of Scientific and Industrial Research*: 46(1), 27-32.
- **Amor M. D., Norman M. D., Roura A., Leite T. S., Gleadall I. G., Reid A., Hochberg., 2015.** Seasonal survey of contaminants (Cd and Hg) and micronutrients (Cu and Zn) *Addit. Contam* 23 : 25–30.
- **Amor M. D., Norman M. D., Roura A., Leite T. S., Gleadall I. G., Reid A., Hochberg F. G., 2017.** Morphological assessment of the *Octopus vulgaris* species complex evaluated in light of molecular-based phylogenetic inferences. *Zoologica Scripta*. 46(3) : 275-288.
- **AMPS Expert Group., 2005.** Contributions of the Expert Group on Analysis and Monitoring of Priority Substances to the Water Framework Directive. EU Report EUR :21587.

- **Anderson R. C., et Mather J. A., 2002.** Sleep behavior in octopuses *Enteroctopus dofleini* (Cephalopod : Octopodidae). In Program and abstracts of the 68th Annual Meeting of the American Malacological Society, College of Charleston, South Carolina, Dillon R. T. ed : 3-7.
- **Anderson R. C., et Mather J. A., 2010.** It's all in the cues : octopuses (*Enteroctopus dofleini*) learn to open jars. Proceedings of the 3rd international Symposium Coleoid Cephalopods Through Time, Ferrantia. Travaux scientifiques du Musée d'Histoire Naturelle du Luxembourg : 8-13.
- **Anderson R. C., Wood J. B., Byrne R. A., 2010.** Octopus senescence : the beginning of the end. *Journal of Applied Animal Welfare Science*. 5 (4): 275-283.
- **Anne T. S ; Isabelle F., 2005.** Contamination des Sols : Transferts des Sols vers les Plantes. Ed. EDP sciences et ADEME. Angers cedex : 413 p.
- **Anonyme 2., 2018.** [http://doris.ffesm.fr/Especies/Octopus vulgaris-Poulpe-commun-847/\(rOffset\)/0](http://doris.ffesm.fr/Especies/Octopus_vulgaris-Poulpe-commun-847/(rOffset)/0) .
- **Anonyme., 2007.** Britannica Encyclopedia. Sociedad Comercial y Editorial Santiago Ltda. Lima :2800
- **Arai T., Ikemoto T., Hokura A., Terada Y., Kunito T., Tanabe S., Nakai I. 2004.** Chemical forms of mercury and cadmium accumulated in marine mammals and seabirds as determined by XAFS analysis. *Environmental science et technology*, 38 24 : 6468-74
- **Arechavala-Lopez P., Minguito-Frutos M., Follana-Berná G., Palmer M., 2018.** Common octopus settled in human-altered Mediterranean coastal waters : from individual home range to population dynamics. *ICES J. Mar. Sci.* 76 : 585-597.
- **Ariano A., Marrone R., Andreini R., Smaldone G., Velotto S., Montagnaro S., Severino L., 2019.** Metal concentration in muscle and digestive gland of common octopus (*Octopus vulgaris*) from two coastal site in Southern Tyrrhenian Sea (Italy). *Molecules* :24(13), 2401.
- **Atailia A., Berrebbah H., Boucenna M., Alayat A., Amamra R., Grara N., Djebbar M.R., 2016.** Biomarkers Responses of Land Snails *Helix aspersa* Exposed to Chronic Metal Pollution under Field and Laboratory Conditions. *Nature Environment and Pollution Technology*. 15, :12091215.
- **Atlas Encarta., 2008.** C. D ROM. Collection Microsoft

- **Baga M.,2014.** Etude de la pollution maritime par les métaux lourds (Cd, Cr) dans la côte de Jijel [en ligne]. Mémoire de master : Pollution des écosystèmes et éco toxicologie. Constantine : Université de Constantine 1 :77 p.
- **Baghdadi Mazini D. ,2012.** Pollution de l'environnement marin et santé humaine : Mesure, évaluation et Impact des contaminants chimiques et biologiques dans les produits de la pêche au niveau du littoral marocain. Thèse de Doctorat en Biosciences de l'environnement et Santé. Univ de Tanger (Maroc) :139p.
- **Bagul V. R., S.D.N., 2015.** New perspective on heavy metal pollution of water. J. Chem. Pharm. Res. 7 : 700–705.
- **Baize, D., 2002.** Examen critique des valeurs limites "sols" de la réglementation française. Un point sur les éléments traces métalliques dans les sols approches fonctionnelles et spatiales. Editions INRA. Paris : p565.
- **Balali-Mood M., Naseri K., Tahergorabi Z., Khazdair M., Sadeghi M.,2021.** Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals : Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. Frontiers in Pharmacology, p 12.
- **Bánfalvi G., 2011.** Heavy metals, trace elements and their cellular effects. Cellular Effects of Heavy Metals.
- **Barhoumi B., 2014.** Bio surveillance de la pollution de la lagune de Bizerte (Tunisie) par l'analyse comparée des niveaux de contamination et de l'écotoxicité des sédiments et du biote. Thèse de Doctorat en Géochimie et Écotoxicologie. Univ de Bordeaux (France) :313p.
- **Bashar H.Q.,2015.** Détermination, spéciation et biodisponibilité des élémentstraces métalliques dans les sols contaminés et technosols [en ligne]. Thèse de doctorat : Chimie analytique. Université d'Orléans :279 p.
- **Batvari B., Prabhu D., Sivakumar S., Shanthi K., Lee K.J., Oh B.T., Krishnamoorthy R.R., Kamala-Kannan S., 2013.** Heavy metals accumulation in crab and shrimps from Pulicat lake, north Chennai coastal region, southeast coast of India. Toxicol. Ind. Health. 1 : 1–6.
- **BDN (Bilan Diagnostique National Algérie), 2004.** PNUE/PAM : 114 p.

- **Bejaoui S., Telahigue K., Chetoui I., Trabelsi W., Rabeh I., Nechi S., Chalbi E., Chalghaf M., Cafsi M., Soudani N., 2020.** Effets de l'exposition au plomb sur le statut redox, l'ADN et les structures histologiques des branchies et de la glande digestive de *Venus verrucosa*. Chimie et écologie 36 : 434 - 457.
- **Bektaş N., Ağım B. A., Kara S., 2004.** Kinetic and equilibrium studies in removing lead ions from aqueous solutions by natural sepiolite. Journal of Hazardous Materials.112(1- 2) : 115- 122.
- **Belabed B.E., Meddour A., Samraoui B., Chenchouni H., 2017.** Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa.Environmental Monitoring and Assessment.189 : 265.
- **Belahcene E., et Idir D.,2017.** Contribution à l'étude de l'accumulation de certains métaux lourds chez les individus adultes appartenant à l'espèce *Engraulis encrasicolus*. (Anchois commun) (Linné, 1758), dans le golfe de Bejaïa [en ligne]. Mémoire de Master : Bio-Ressources animales et biologie intégrative. Bejaia : Université Abderrahmane MIRA :65 p.
- **Belhadj H., 2008-** Evaluation de la Pollution métallique dans l'eau, les sédiments et organismes vivants du littoral de Ghazaouet (extrême ouest algérien). Mémoire de Magister en Ecologie Animale. Université de Tlemcen .384p
- **Belhadj H., 2019.**Contribution à l'étude de l'accumulation des éléments métalliques par les sédiments, les algues et la patelle provenant de la baie de Ghazaouet thèse de doctorat en Ecologie animale. Univ (Tlemcen algérie).241p.
- **Belhadj H., Aubert D., Youcef N.,2017.** Géochimie des éléments majeurs et traces dans les sédiments de la baie de Ghazaouet (ouest Algérien) : évaluation de la pollution métallique. Comptes Rendus Géoscience 349 : 412-421.
- **Bemiasa J., 2009.** Dynamique des pêcheries traditionnelles d'anchois, de calmars et de poulpes du Sud-Ouest de Madagascar : utilisation d'outils océanographiques pour la gestion des ressources. Thèse, Université de Toliara, Institut Halieutique des Sciences Marines.217 : 9-21.
- **Benali I., 2016.** Spatial distribution and biological effects of trace metals (Cu, Zn, Pb, Cd) and organic micropollutants (PCBs, PAHs) in mussels *Mytilus galloprovincialis* along the Algerian west coast. Marine pollution bulletin, Elsevier. Vol. 12 : 8247 p.

- **Benariba R., Mokhtari R., Bougherara, N.,2016.** La toxicité du Cadmium et ses risques sur la santé humaine [en ligne]. Mémoire de master : Toxicologie et sante. Constantine : Université des Frères Mentouri : 90 p.
- **Bendada k., et Boulakradeche M.W., 2011.**Optimisation des conditions de dosage par spectroscopie d'absorption atomique (SAAF et SAAET) : Application à la détermination de la pollution et de la bioaccumulation des métaux lourds. Mémoire de Master en science de la matière. Univ. Des sciences et de la technologie Houari Boumediene (U.S.T.H.B) (Algérie) :57p.
- **Bendjama A.,2007.** Niveaux de contamination par les métaux lourds du complexe lacustre « Tonga, Oubeira, El-Mellah » du parc national d'El-Kala. [En ligne]. Mémoire de magister : Sciences de la mer. Annaba. Université Badji Mokhtar : 180 p.
- **Beneddine M.,2019.** Le réaménagement du littoral pour le renforcement de la relation ville-mer cas d'étude la ville BENISAF. MÉMOIRE DE MASTER EN ARCHITECTURE.Univ Tlemcen (Algérie) :110 p.
- **Benguedda W., 2012.** Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaine trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de Doctorat en Ecologie et Environnement. Univ. de Tlemcen. (Algérie) :117p.
- **Benguedda W., Dali youcef N., Amara R., 2011.** Trace metals in sediments, macroalgae and benthic species from the Western part of Algerian coast. J. Environ. Sci. Eng. 5 : 947–954.
- **Benguendouz A.,2018.** Caractérisation nutritionnelle, toxicologique et aptitudes technologiques de « Sardine pilchardus » pêchée dans la côte Algérienne. Thèse de Doctorat en sciences agronomiques. Univ mostaganem (Algérie) :107 p
- **Benmensour N., 2009.**Contribution à l'étude de l'anchois (*Engraulis encrasicolis*, L .1758) de l'extrême Ouest Algérien (Ghazaouet et Beni-Saf). Recherche de quelques métaux lourds [en ligne]. Mémoire de magister : Ecologie et biologie des populations. Tlemcen. Université ABOUBEKR BELKAID :155 p.
- **Benoit-Chabot V., 2014.** Les facteurs de sélection des bio-indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques : élaboration d'un outil d'aide à la décision. Maitrise en environnement. Univ.SHERBROOKE : 104 p.
- **Bernard A., et Lauwerys R., 1995.**molecular-weight proteins as markers of organ toxicity with special reference to Clara cell protein. Toxicology Letters. 77(1-3) : p. 145-151.

- **Bernard L., Maron PA., Mougel C., Nowak V., Leveque J., Marol C., Balesdent J., Gibiat F., Ranjard L., 2009.** Contamination of Soil by Copper Affects the Dynamics, Diversity, and Activity of Soil Bacterial Communities Involved in Wheat Decomposition and Carbon Storage. *Appl Environ Microbiol* 75 :7565–7569.
- **Bilos C., Colombo J.C., Skrupta C.N., Rodriguez Presa M.J., 2001.** Sources, distribution and variability of airborne trace metals in La Plata City area, Argentine. *Environ. Pollut.* 111 : 149–158.
- **Biney A.T., et Amuzou A.T., 1994.** Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. F.A.O. Document technique du C.P.C.A., N° 25 : 3767.
- **Bing H., Zhou J., Wu Y., Wang X., Sun H., Li R. 2016.** Current state, sources, and potential risk of heavy metals in sediments of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental. Pollution* : 214, 485.
- **Bisson M., Amara A., Hulot C., Marescaux N., 2016.** Plomb et ses dérivés inorganiques – INERIS
- **Bisson M., Diderich R., Hulot C., 2005.** Zinc et ses dérivés – INERIS.
- **Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Pepin G., Pichard A., 2011.** Cadmium et ses dérivés. INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. DRC-11-117259-10308A.
- **Bisson M., Houeix N., 2014.** Cadmium et ses dérivés – INERIS.
- **Bjerregaard P., Andersen C. B. I., Andersen O. 2014.** Ecotoxicology of Metals-Sources, Transport, and Effects on the Ecosystem. *Handbook on the Toxicology of Metals : Fourth Edition (Fourth Edi, Vol. 1)* : p 251–280.
- **Bjerregaard P., et Andersen O., 2014.** Ecotoxicology of Metals - Sources, Transport, and Effects on the Ecosystem. In *Handbook on the Toxicology of Metals Fourth Edition*. Pp : 251–280.
- **Bloundi M.K., 2005.** Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental) : Impacts des facteurs anthropiques. Thèse de Doctorat. Université Mohamed V, :238 p.
- **Bloundi M.K., 2005.** Etude géochimique de la lagune de Nador (Maroc oriental) : Impacts des facteurs anthropiques. Thèse de Doctorat. Université Mohamed V : 238 p.
- **Boal J. G., 2006.** Social recognition : a top down view of cephalopods behaviour. *Vie et Milieu / Life & Environment*, 56 (2) :59-79.

- **Boletzky S., 1989.** Reflexion sur les facteurs du déterminisme des migrations chez les céphalopodes. *Oceanis*, Paris. 15 : 115–120.
- **Boletzky S., 1989.** Reflexion sur les facteurs du déterminisme des migrations chez les céphalopodes. *Oceanis*, Paris. 15 : 115–120.
- **Bonnaud L., 1995.** Phylogénie des céphalopodes décapodes, Muséum national d'histoire naturelle.
- **Boucaud-Camou E., and Boismery J., 1991.** The migration of the cuttlefish (*Sepia officinalis* L.) in the English Channel. In : Boucaud-Camou, E. (Ed.), *La Seiche*. Université de Caen : 179–189.
- **Boucheseiche C., Crémille E., Pelte T., Pojer K., 2002.** Pollution toxique et écotoxicologie : Notions de base. Guide technique n°7 du SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse : 83p.
- **Bourrelier P.H., et Berthelin J., 1998.** Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Rapport n°42 Académie des sciences : 439 p.
- **Bourrinet P., Ramade F., Remond-Gouilloud M., 2008.** Pollution. cbhg.org/wp-content/uploads/2008/06/pollution-eu.pdf.
- **Boutiba Z., 2004.** *Quid de l'Environnement Marin*. Edit : Dar El Gharb : 273p.
- **Bouzoualegh R., et Zemane A., 2010-** Contribution à l'étude de l'écologie et de la biologie du Sparailon (*Diplodus annularis*, Linnaeus, 1758) osteichtyens sparidae, dans le bassin Algérien, mémoire d'ingénieur en halieutique, ENSSMAL. Alger : 69P
- **Boyle P., Knobloch D., 1982.** On growth of the *Octopus Eledone cirrhosa*. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 62 : 277–296.
- **Boyle P., Knobloch D., 1982.** On growth of the *Octopus Eledone cirrhosa*. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 62 : 277–296.
- **Boyle P., Rodhouse P., 2005.** *Cephalopods : Ecology and Fisheries*. Blackwell Science LTD, Oxford.
- **Brown E. R., Piscopo S., De Stefano R., Giuditta A., 2006.** Brain and behavioural evidence for rest-activity cycles in *Octopus vulgaris*. *Behavioural Brain Research*, 172 (2) : 355-359.

- **Brulle F., Lemière S., Waterlot C., Douay F., Vandebulcke F., 2011.** Science of the total environment gene expression analysis of 4 biomarker candidates in *Eisenia fetida* exposed to an environmental metallic trace elements gradient : a microcosm study. *Sci.Total Environ.* 409 :5470–5482.
- **Bryan G W., 1984.** Pollution due to heavy metals and their compounds. *Marine ecology* 5 : 1290- 1431
- **Burnol A., Duro L. M., Grive M., 2006.** Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les eaux souterraines. Rapport final, BRGM/RP-52910 –FR :73pp.
- **Bustamante P.,1998.** Etude des processus de bioaccumulation et de détoxification d'éléments traces (métaux lourds et terres rares) chez les mollusques céphalopodes et bivalves pectinidés. Implication de leur biodisponibilité pour le transfert vers les prédateurs. Thesis, University of La Rochelle p290.
- **Bustamante P., Cherel Y., Caurant, F., Miramand P., 1998a.** Cadmium, copper and zinc in octopuses from Kerguelen Islands, Southern Indian Ocean. *Polar Biol* 19 :264–271.
- **Bustamante P., Cherel Y., Caurant F., Miramand P., 1998b.** Cadmium, copper and zinc in octopuses from Kerguelen Islands, Southern Indian Ocean. *Polar Biol* 19 :264–271.
- **Bustamante P., Grigioni S., Boucher-Rodoni R., Caurant F., Miramand P.,2000.** Bioaccumulation of 12 trace elements in the tissues of *Nautilus Nautilus macromphalus* from New Caledonia. *Mar Pollut Bull* 40 :688–696.
- **Bustamante P., Cosson RP., Gallien I., Caurant F., Miramand P.,2002.** Processus de détoxification du cadmium dans la glande digestive des céphalopodes en relation avec les concentrations de cadmium accumulées. *Mar. Environ. Res.*53 : 227–241.
- **Bustamante P., Teyssié J.-L., Fowler S. W., Cotret O., Danis B., Miramand P., 2002b.** Biokinetics of cadmium and zinc accumulation and depuration at different stages in the life cycle of the cuttlefish *Sepia officinalis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 231 : 167–177.
- **Bustamante P., Garrigue C., Breau L., Caurant F., Dabin W., Greaves J., Dodemont R., 2003.** Trace elements in two odontocetes species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environ Pollut* 124 : 263–271.
- **Bustamante P., Teyssie J., Danis B., Fowler S., Miramand P., Cotret O., Warnau M.,2004.** Uptake, transfer and distribution of silver and cobalt in tissues of the common cuttlefish *Sepia officinalis* at different stages of its life cycle. *Mar Ecol Prog Ser* 269 :185-195.

- **Bustamante P., Bertrand M., Boucaud-Camou E., Miramand P., 2006.** Distribution subcellulaire de : Ag, Cd, Co., Cu, Fe, Mn, Pb et Zn dans la glande digestive de la seiche commune *Sepia officinalis*. J. Shellfish Res. 25 :987–993.
- **Bustamante P, Teyssie J, Fowler S, Wamau M., 2006b.** Assessment of the exposure pathway in the uptake and distribution of americium and cesium in cuttlefish (*Sepia officinalis*) at different stages of its life cycle. J Exp Mar Biol Ecol 331 :198-207.
- **Bustamante P., Gonzalez A., Rocha F., Miramand P., Guerra A., 2008.** Metal and metalloid concentrations in the giant squid *Architeuthis dux* from Iberian waters. Mar. Environ. Res. 66 :278–287.
- **Campbell D. E., et Newell C. R., 1998.** "MUSMOD, a production model for bottom culture of the blue mussel, *Mytilus edulis* L." J. Exp. Mar. Biol. Ecol 219(1-2) : 171-203.
- **Canli M, Kalay M, Ay O.,2001.** Metal (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe, Cr, Ni) concentrations in tissues of a fish *Sardina pilchardus* and a prawn *Peaenus japonicus* from three stations on the Mediterranean sea. Bull Environ Contam Toxicol 67 :75– 82.
- **Canli M., et Atli G., 2002** - The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species, Environmental pollution 121: 129–136.
- **Carlini D. B., Reece K. S., and Graves J. E., 2000.** Actin gene family evolution and the phylogeny of coleoid cephalopods (mollusca : Cephalopoda). Molecular Biology and Evolution. 17(9) :1353–1370.
- **Carpenè, E., Andreani, G., Isani, G., 2017.** Trace elements in unconventional animals : A 40-year experience. J. Trace Elem. Med. Biol. 43 : 169–179.
- **Carvalho, M.L., Santiago, S., Nunes, M.L.,2005.** Assessment of the essential element and heavy metal content of edible fish muscle. Anal. Bioanal. Chem. 382 :426–432.
- **CASAS, S., 2005.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Doctorat de l'université du Sud Toulon Var. Spécialité : Océanologie biologique, Environnement marin. France : pp. 363.
- **Caveriviere, A. 2005.** Principaux traits de vie du poulpe *Octopus cyanea* en zone tropicale. Rapport d'atelier sur l'aménagement de la pêcherie de céphalopodes à Madagascar : p39-45.

- **Caverivière, A., Diallo, M., Domain, F., Jouffre, D., 2000.** Répartition côtière du poulpe *Octopus vulgaris* sur la Petite Côte du Sénégal et son exploitation par la pêche artisanale. In Gascuel D., Chavance P., Bez N., Biseau A (éd.) : Les espaces de l'halieutique. Paris, ORSTOM, Colloques et séminaires : 269-283.
- **CE., 2011.** Les risques sanitaires des métaux lourds et d'autres métaux, Rapport de la commission des questions sociales, de la santé et de la famille du conseil de l'Europe. Doc :12613.
- **Celik U., et Oehlenschlager J., 2007.** High contents of cadmium, lead, zinc and copper in popular fishery products sold in Turkish supermarkets. *Food Control*. 18 :258–261.
- **Chesnais T., Fulton E., Tracey S., Pecl G., 2019.** The ecological role of cephalopods and their representation in ecosystem models. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29 :313-334.
- **Cevik U., Damla N., Kobya A. I., Bulut V. N., Duran C., Dalgic G., Bozaci R., 2008.** Assessment of metal element concentrations in mussel (*M. Galloprovincialis*) in Eastern Black Sea, Turkey. *Journal of Hazardous Materials*. 160(2-3) : 396–401.
- **Chabaux F., Sonke J.E., Negrel Ph., Choquet C., 2015.** Geochemical and isotopic record of anthropogenic activities. *C. R. Geoscience* .347 : 215–314.
- **Challier, L.,2005.** Variabilité de la croissance des Céphalopodes juvéniles (*Sepia officinalis*, *Loligo forbesi*) et relation avec les fluctuations du recrutement, en Manche. Thesis, Université de Caen Basse-Normandie.
- **Champeau, O.,2005.** Biomarqueurs d'effets chez *C. Fluminea* : du développement en laboratoire à l'application en mésocosme. Doctoral dissertation, Bordeaux 1 (France).
- **Cherif E., Olivier P., Wifek H., Mohamed Nejib Y. D.,2015.** Effects of Cadmium Exposure on Reproduction and Survival of the Planktonic Copepod *Centropages ponticus*. *Marine Science Research & Development*. 5(2) : 2- 5.
- **Cheuk, W.K., P.C.Y. Chan., and Chan, K.M.,2008.** Cytotoxicities and induction of metallothionein (MT) and metal regulatory element (MRE)- binding transcription factor-1 (MTF-1) messenger RNA levels in the zebrafish (*Danio rerio*) ZFL and SJD cell lines after exposure to various metal ions. *Aquatic Toxicology*.89 : p. 103-112.
- **Chiffolleau J C., 2001.** La contamination métallique, région haute Normandie, (Programme Scientifique Seine-Aval) IFREMER 8 : 39p
- **Chiffolleau J.F., Auger D., Chartier E., Michel P., Truquet I., Ficht A., Gonzalez J.-L., Romana L.-A., 2001.** Spatiotemporal Changes in Cadmium Contamination in the Seine Estuary (France). *Estuaries*. 24(6) : 1029.

- **Choi S., Hong D., Choi B., Suh S., 2020.** Le zinc dans le cerveau : ami ou ennemi ? Journal international des sciences moléculaires :21.
- **Chong K. et Wang W.X., 2001.** Comparative studies on the biochemistry of Cd, Cr and Zn in the green mussels *Perna viridis* and the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environ.Pollut.* 115(1) :107-121.
- **Christophoridis C., Dedepsidis D., Fytianos K., 2009.** Occurrence and distribution of selected heavy metals in the surface sediments of Thermaikos Gulf, N. Greece. Assessment using pollution indicators. *J Hazard Mater.* 168 :1082–1091
- **CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2011.** Emissions atmosphériques en France - France Métropolitaine –Substances relatives à la contamination par les métaux lourds. CITEPA / CORALIE SECTEN format. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, Paris, France : pp. 28.
- **Ciutat A., 2003.** Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux - approches expérimentales. Thèse de doctorat en sciences. Université de Bordeaux I. 437p.
- **Cossa D.B., Averty J. Bretaudeau A.S., Senard., 2003.** Spéciation du mercure dissous dans les eaux marines. *Analytical methods for the marine environments.* Ifremer and French Ministry for Ecology and Sustainable Development publication MA0303.
- **Craig S., et Overnell., J., 2003.** Metals in squid, *Loligo forbesi*, eggs and hatchlings. No evidence for a role for Cu- or Zn-metalllothionein. *Comp. Biochem. Physiol. C* 134 :311–317.
- **Croteau, M.N., Luoma, S.N., Stewart, A.R.,2005.** Trophic transfer of metals along freshwater food webs : Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.* 50 :1511–1519.
- **D.P.R.H.T (Direction De La Pêche Et Des Ressources Halieutiques De La Wilaya De Tlemcen), 2006.** Le Secteur De La Pêche Et L'état Environnemental Du Littoral De La Wilaya De Tlemcen :P41.
- **D.U.C (Direction d'Urbanisme et de Construction de la wilaya de Tlemcen), 2005.**Révision du plan directeur d'aménagements urbains de la zone de Ghazaouet (P.D.A.U).
- **D'Adamo R., Di Stasio M., Fabbrochini A., 2008.** Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study.

- **Dahri N., Atoui A., Ellouze M., Abida H., 2018.** Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals : The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*. 140 : 29-41.
- **Dajoz R.,1996.** Précis d'écologie. Ed Dunod, paris : p 178-341.
- **Dali Youcef N., Ouddane B., Derriche Z., 2005.** Metals found in superficial sediments of the Tafna river and its estuary in North- Western Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin*. Vol14- N°9 : 753- 763.
- **Danis B., Bustamente P., Cortet O., Teyssie J., Fowler S., Warnau M., 2005.** Bioaccumulation of PCB in the cuttlefish *Sepia officinalis* from seawater, sediment and food pathways. *Environ Pollut* : 134p.
- **Das S., and Mukherjee D.,2013.** Effect of cadmium chloride on secretion of 17 β -estradiol by the ovarian follicles of common carp, *Cyprinus carpio*. *General and Comparative Endocrinology*. 181(1) :107- 114.
- **De Luca D., Catanese G., Procaccini G., Fiorito G., 2016.** *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) in the Mediterranean Sea : Genetic diversity and population structure. *PloS one*, 11(2), e0149496.
- **Defew L.H., Mair J.M., Guzman H.M., 2005.** An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. *Mar Pollut Bull* 50 :547–552.
- **DeForest D.K., Brix K.V., Adams W.J.,2015.** Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments : The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic Toxicology*, (2007) 84 : 236–246.
- **Devallois V., 2009.** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement. Académie d'Aix-Marseille - Université de Provence (France) :277p.
- **Dhaou-El-Djabine K.,2005.** Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (EL-HADJAR – ANNABA – EST ALGÉRIEN). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux, in Département des Sciences de la nature et de la vie. Université Mentouri de Constantine. Algérie.
- **Dhaou-El-Djabine K.,2005.** Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle

soumis à une pollution atmosphérique. (EL-HADJAR – ANNABA – EST ALGÉRIEN). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux, in Département des Sciences de la nature et de la vie. Université Mentouri de Constantine. Algérie.

- **Dhikra S., 2016.** Parasites chromidina et dicyemides des sacs rénaux des céphalopodes : Evaluation de leur biodiversité Morphologique et moléculaire. Thèse de doctorat en Ecologie et Evolution. Univ. Cathage (Tunisie) :199P.
- **Di Toro., Kavvados D.M., Matheu C.D., Paquin R., Winfield R.P.,2001.** The persistence and availability of metals in aquatic environments. ICME (International)
- **Diatta Y., 2000.** Le régime alimentaire du poulpe commun *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) et de ses prédateurs potentiels tout au long de la côte sénégalaise. Thèse de Doctorat de 3ème Cycle, Université Cheikh Anta Diop, 49, 136 pages.
- **Didier., Doillon., 2010.** Déterminants moléculaires de la tolérance au zinc des microorganismes eucaryotes [en ligne]. Thèse de doctorat : Biologie forestière. Université Henri Poincaré de Nancy-Université.2010 : 223 p.
- **DIOP C., 2014.** Etude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal : Evaluation de la toxicité potentielle. Thèse de Doctorat en Optique, Lasers, Physico-Chimie, Atmosphère. Univ. Des Sciences et Technologies de Lille1 (France) : 199p.
- **Doubleday Z.A., Prowse T.A., Arkhipkin A., Pierce G.J., Semmens J., Steer M., 2016.** Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne. Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) :93p.
- **DPM (Direction des Pêches Maritimes), 2009.** Diagnostic des pêcheries du poulpe (*Octopus vulgaris*) dans les eaux sous juridiction sénégalaise. Rapport définitif.61p.
- **DPM (Direction des Pêches Maritimes), 2014.** Diagnostic des pêcheries du poulpe (*Octopus vulgaris*) au Sénégal.63p.
- **Dural M., Göksu M. Z. L., et Özak A. A., 2007.** Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. Food chemistry, 102(1) : 415-421.
- **Duysak Ö., Ersoy B., et M., Dural 2013.** Metal Concentrations in Different Tissues of Cuttlefish (*Sepia officinalis*) in Iskenderun Bay, Northeastern Mediterranean. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 13 : 205-210. Ecotoxicologie. Université de Nantes :190 P.

- **Duysak Ö., Dural M., 2015.** Heavy metal concentrations in tissues of short-finned squid *Illex coindetii* (Cephalopoda : Ommastrephidae) (Verany, 1839) in Iskenderun bay, north-eastern Mediterranean. *Pak. J. Zool.* 47 (2) : 447–453.
- **Eid A., Zawia N., 2016.** Consequences of lead exposure, and it's emerging role as an epigenetic modifier in the aging brain. *NeuroToxicology* :254- 261.
- **Elnabris K.J., Muzyed S.K., El-Ashgar N.M., 2013.** Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *J. Assoc. Arab. Univ. Basic Appl. Sci.* 13 :44–51.
- **Emourgeon V., 2014.** Estimation de la biodisponibilité des métaux particuliers : approches en laboratoire et in situ avec *Dreissena*. Thèse de Doctorat en Ecotoxicologie et 248 Chimie de l'eau. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement. Agro Paris Tech (France) : 217p.
- **FAO., 1997.** Rapport du groupe de travail ad hoc sur les céphalopodes. FAO COPACE/PACE séries 97 / 63. 103 pages.
- **FAO., 2013.** Yearbook, Fishery and Aquaculture Statistics 2011. Food and Agriculture Organization of the United Nations : Rome
- **FAO Fishstat., 2016.** Problématique de la pêche en Méditerranée.
- **FAO., 2018.** The state of world fisheries and aquaculture 2018. Meeting the sustainable development goals. Rome.
- **Farrell A. P., Wood C. M., Brauner C. J.,2012.** Homeostasis and toxicology of non-essential metals.
- **Ferguson GP., et JB Messenger., 1991.** Un réflexe de contre-ombrage chez les céphalopodes *Proc. Royal Soc. Lond.* 243 : 63-67
- **Fiorito G., et Gherardi F., 1999.** `` Comportement en matière de manipulation des pieuvres d'*Octopus vulgaris* (Mollusca, Cephalopoda) sur les proies bivalves. `` *Processus comportementaux* 46 : 75-88.
- **Fontana A.,1979.** Etude du stock démersal côtier congolais. Biologie et dynamique des principales espèces exploitées. Propositions d'aménagement de la pêche. Thèse de Doct. d'Etat. Univ. Paris VI et Mus. Hist. Nat : 300 p.

- **Forstner V, Wittmann G.,1981.** Metal pollution in the aquatic environment, 2nd ed. New York : Springer-Verlag, p 486.
- **Fowler S.W., 1982.** Biological transfert and process. In: Pollution transfert and transport in the sea. Kullenberg G.Ed. CRC press Boca Rolan :478 p.
- **Fränzele O., 2003.** Bioindicators and environmental stress assessment. Bioindicators and biomonitors : principes, concepts and applications. Editors (Amsterdam : Elsevier Science Ltd.), 41-84 p.
- **Gadd G.M., Rhee Y.J., Stephenson K., Wei Z., 2012.** Geomycology : metals, actinides and biominerals. Environ. Microbiol. Rep. 4 : 270–296.
- **Gagueux-Moreux S., 2006.** Les métaux (Cd, Cu, Pb et Zn) dans la production des micro algues sur différents milieux de culture : Biodisponibilité- Bioaccumulation et impact physiologique. Thèse de Doctorat en biologie marine. Université de Nantes :257p
- **Gallardo P., Olivares A., Martínez-Yáñez R., Caamal-Monsreal C., Rosas C., 2017.**Physiologie digestive de *Octopus maya* et *O. mimus* : Temporalité des processus de digestion et d'assimilation. Frontières en physiologie : 8.
- **Gamain P., Gonzalez P., Cachot J., Clérendean C., Budzinski H., Mazella N., Martin C., Gourves P. Y. Morin B., 2016a.** Influence of the combined effects of temperature and pollutants on embryo-larval development of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* :p79
- **García-Martínez M., Moyá F., González M., Torres P., Farzaneh S., Vargas-Yáñez., M. 2018.** Comparative Pattern of *Octopus vulgaris* Life Cycle with Environmental Parameters in the Northern Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 18 :247-257.
- **Garci M., Hernández-Urcera J., Gilcoto M., Fernandez-Gago R., González Á., Guerra Á. 2015.** From brooding to hatching : new insights from a female *Octopus vulgaris* in the wild. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom.* 96 : 1341 - 1346.
- **Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques. Aide – mémoire. Edt. Technique et documentation – Lavoisier (France). 220p.
- **Ghali S., 2008.** Étude de la carbonisation d'un précurseur végétal, les noyaux d'olives. Utilisations dans le traitement des eaux. Mémoire de Magister. République Algérienne démocratique et populaire Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique. Université –SKIKDA-

- **Ghallaoui M.A., 2009** - Mise au point de nouvelles méthodes analytiques spectroscopiques et électrochimiques de détection des éléments traces dans différents types de matrices. Thèse d'Université Hassan II.FSTM.
- **Gilbert R., Peto T., Lengyel I., Emri E., 2019.** Nutrition en zinc et inflammation dans la rétine vieillissante. Nutrition moléculaire et recherche alimentaire, e1801049.
- **Gilbrin R., 2001.** Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires : spéciation, biodisponibilité et toxicité. Thèse de Doctorat.Faculté des sciences, Université de Genève. Thèse N°3315 :195p.
- **Gourlay C., 2004.** Biodisponibilité des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les écosystèmes aquatiques : Influence de la matière organique naturelle et anthropique. Thèse à l'Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts Centre de Paris.
- **Graham J.P., Portela J., 2014.** Fisheries Production and Market Demand, Ch. 3, in Cephalopod Culture (José Iglesias, Lidia Fuentes, Roger Villanueva). Springer, New York : pp 41-58.
- **Gras M., Safi G., Iebredonchel H. J. Q., 2016.** Stock structure of the English Channel common cuttlefish *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) during the reproduction period. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom.96(1): 167-176p.
- **Grayson J., Sekadende B., 2014.** Assessment of heavy metal pollution in *Octopus cyanea* in the coastal waters of Tanzania. J. Health Pollut. 4 (6), 10–17.
- **Grimes S., Boutiba Z., Bakalem A., Bouderbala M., Bouderbala B., Boumaaza S., Guedioura A., Hafferssas A., Hemida F., Kaidi N., Khelifi H., Kerzabi F., Merzoug A., Nouar A., Sellali B., Semroud R., Seridi H., Taleb M.Z., Touabiria T., 2004.**Biodiversité marine et littorale-Ed. SONATRACH-Ed. DIWAN : Alger362p.
- **Grimes S., Ruellet T., Dauvin J.C., 2010.** Ecological Quality Status of the soft-bottom communities from the Algeria coast : general patterns and diagnostic. Marine. Pollution Bulletin. 60 :1969–1977.
- **Gromaire-Mertz MC., 2000.** La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire - Caractéristiques et origines. Houille Blanche : 66–70.
- **Guard M., and Mgaya Y. D., 2002.** The artisanal fishery for *Octopus cyanea* Gray in Tanzania. Ambio, a Journal of the Human Environment. 31 (7-8) : 528-336

- **Guerra-Garcia J.M., et Garcia- Gomez J.C.,2004.** Polychaete assemblages and sediment pollution in a harbour with two opposing entrances. Helgoland marine research. 58 :183-191.
- **Gunnar F., Nodberg Bruce A., Nodberg F.W., Friberg L., 2007.** Handbook on the toxicology of metals. 3 eme edition. AcademicPress, 1024 p. ISBN : 978-0123694133.
- **Hamdoun H., Leleyter L., Van-Veen E., Coggan J., Basset B., Lemoine M., Baraud F., 2015.** Comparison of three procedures (single, sequential and kinetic extractions) for mobility assessment of Cu, Pb and Zn in harbour sediments. C. R. Geoscience 347 : 94–102.
- **Hanlon RT., and Messenger JB.,1996.** Comportement des céphalopodes. Cambridge.Cambridge University Press :321p
- **Hanlon R. T., Forsythe J. W., 2008.** Sexual cannibalism by *Octopus cyanea* on a Pacific coral reef. Marine and Freshwater Behaviour and Physiology. 41 (1): 19-28.
- **Hao Z., Chen L., Wang C., Zou X., Zheng F., Feng W., Zhang D. Peng L., 2019.** Distribution des métaux lourds et capacité de bioaccumulation dans les organismes marins des régions côtières de Hainan et Zhoushan, Chine. Chemosphere, 226 : 340- 350.
- **Has-Schön E., Bogut I., Strelec., I 2006.** Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). Arch Environ Contam Toxicol, 50 : 545-551
- **Hemida F., 2005.** Les Sélaciens de la côte algérienne : biosystématique des requins et des raies ; écologie, reproduction et exploitation de quelque population capturée. Thèse de Doctorat d’Etat.USTHB : 272p.
- **Hernandez L., Probst A., Probst JL.,2003.** Heavy metal distribution in some French forest soils : evidence for atmospheric contamination.
- **Hlavay J., Poyak K., Weisz M., 2001.** Monitoring of the natural environment by chemical speciation of elements in aerosol and samples. J. Environ. Monit. 3 : 74–80.
- **Hosono T., Su C.C., Siringan F., Amano A., Onodera S.I., 2010.** Effects of environment regulations on heavy metal pollution decline in core sediments from Malina Bay. Mar. Pollut. Bull. 60 :780–785.
- **Hou D., He J., Lü C., Ren L., Fan Q., Wang J., Xie Z. 2013.** Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. Ecotoxicology and Environmental Safety, 93 :135-144.

- **Huffard C. L., Bartick M., 2015.** Wild Wunderpus photogenicus and *Octopus cyanea* employ asphyxiating 'constricting' in interactions with other octopuses. Molluscan Research. 35 (1): 12-16.
- **Huynh T.M. D.,2009.** Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ ver de terre/microflore tellurique. Ocean, Atmosphere. Thèse doctorat, Université Paris-Est: 145 + Annexes.
- **IAEA- 407.,2003.** Trace elements and methylmercury in fish tissue. International Atomic Energy Agency. Analytical Quality Control Services. Wagramer Strasse 5, P.O. Box 100, A-1400 Vienna, Austria.
- **IFREMER., 2006.** Rapport d'activités 2005 du département « biogéochimie et écotoxicologie ». r.int.dcn-be/2006.05/Nantes.
- **IFREMER., 2012.**Guide de la mensuration des poissons, mollusques, crustacés, reptiles, et mammifères marins en halieutique. V2 :1.19p.
- **Ihsanullah A., Abbas A.M., Al-Amer T., Laoui M. J., Al-Marri M.S., Nasser M., Khraishah M., 2016.**Separation and Purification Technology. 157 :141–161
- **Ika P.P., 2010.**Sensibilité et adaptation de populations de bivalves marins soumis à des stress multiples : infestation parasitaire, contamination microbienne et pollution métallique, in Ecole Doctorale Sciences et Environnements. Université Bordeaux 1. France.238p.
- **Inal A., Boulahdid M., Angelletti B., Radakovitch O., 2018.** Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. Mar. Pollut. Bull. 136 : 322–333.
- **INERIS.,2006.** Éléments traces métalliques, guide méthodologique. Recommandation pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. DRC-06-66246/DESP-R01a. Rapport d'étude.
- **Islam M.S., and Tanaka M.,2004.** Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management : A review and synthesis. Marine Pollution Bulletin.48 : p. 624-649.
- **Jacquet M., Frenziz A., Perez F.,2015.** Évaluation des risques sanitaires liés à la présence de contaminants chimiques dans les aliments : retour d'expérience et proposition d'un outil méthodologique Environnement, Risques & Santé. 14(1): p. 38-55.

- **Jakimska A., Konieczka P., Skóra K., Namieśnik, J 2011.** Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, Part I : the role and impact of heavy metals on organisms. Pol. J. Environ. Stud, 20 (5) : 1117-1125.
 - **Janssen C.R., Schamphelaere D., Heijerick K., Muysen D., Lock B., Bossuyt K., Vangheluwe B., Van M., Sprang P., 2000.** Uncertainties in the Environmental Risk Assessment of Metals. Human and Ecolog.Risk Assess. 6(6) : 1003-1018.
 - **Jereb P., and Roper C. F. E., 2005.** Cephalopods of the world: an annotated and illustrated catalogue of Cephalopod species known to date, Volume 1: Chambered Nautilus and Sepioids. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes, Rome, FAO 2005.4(1): 262p.
 - **Jereb P., Roper C. F. E., Norman M. D., Finn J. K., Editors., 2016.** Cephalopods of the world. An annotated and illustrated catalogue of cephalopod species known to date: Octopods and Vampire Squids. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. Rome: FAO: 1-352.
 - **Jorgensen S. E., 2016.** Ecotoxicology and Chemistry Applications in Environmental Management. CRC Press. Copenhagen University. Denmark : 326 pp.
 - **Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001.** Trace elements in soils and plants. CRC Press, London.
 - **Kabata- Pendias A., Mukherjee AB., 2007.** Trace elements from Soil to Human. Berlin : SpringerVerlag
- Kamel N., 2014.** Effets combinés des facteurs environnementaux et des polluants Chimiques chez la moule *Mytilus galloprovincialis* : Harmonisation des biomarqueurs d'exposition suivant les recommandations OSPAR et MEDPOL. Thèse de Doctorat en Ecotoxicologie, Université de Nantes, 190 P.
- **Karim S., Aouniti A., Belbachir C., Rahhou I., El abed S., Hammouti B., 2016.** Metallic contamination (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe, Co) of the octopus *Octopus vulgaris* (Cuvier, on 1797) fished in the Mediterranean coast from the north east of Morocco. J. Chem.Pharm. Res. 8 (2) : 821–828.
 - **Katsanevakis S., et Verriopoulos G., 2005.** " Dynamique saisonnière des populations d'*Octopus vulgaris* en Méditerranée orientale ". ICUS J.Mar. Sci. 63 : 151-160.
 - **Kerchkkove O., 2012.** Espèces ou association d'espèces de poissons en tant que bioindicateur de l'état de santé des récifs coralliens. Essai présenté au Département de biologie en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale. Université de Sherbrooke. CANADA : 149 p.

- **Khalidi F., Meghraoui F., 2008.** approche cartographique pour l'aménagement du littoral (cas des communes de Ghzaouet et souahlia). Mémoire d'Ing d'état en Pathologie des Ecosystèmes. Univ.Tlemcen :p8-p39.
- **Kjeldalh F.A.O., 1960.** Coordonnée par Johan Gusta Christoffer Thorsager Kjaldalh (1893-1900) : techniques spécifiques à la détermination des éléments minéraux, métaux lourds et réfractaires, p.312.
- **Klages N. T. W., 1996.** Cephalopods as prey. II. Seals. Philos. Trans. Roy. Soc. B, 351, 1045–1052.
- **Kouidri M., Dali youcef N., 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). Arab. J. Geosci. 9 :354–362.
- **Koyama J., Nanamori N., Segawa S.,2000.** Bioaccumulation of waterborne and dietary cadmium by oval squid, *Sepioteuthis lessoniana*, and its distribution among organs. Mar Pollut Bull .40 :961 –967.
- **Krika A.,2013.** Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel [en ligne]. Thèse de doctorat : Pollution et écotoxicologie. Constantine Université de Constantine 1 : 184 p.
- **Kuchksezgin F., Kontas A., Altay O., Uluturhan E., Darilmaz E., 2006-** Assessment of marine pollution in Izmir Bay : Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. Environment International 32 : 41-51.
- **Laatra M., Chenini H., 2013.** Etude comparative entre deux plantes (*Typha latifolia* et *Phragmites Australis*) à accumuler le zinc (Zn). Université Mohamed Khider – Biskra :p.78.
- **Ladjal F., Brahmi K.,2018.** Etude statistique de la pêche au niveau des différents ports de la Wilaya Maritime de Mostaganem (2008 à 2017). Mémoire de Master en Hydrobiologie Marine ET Continentale.Univ. Université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie (Algérie) :28p.
- **Lafabrie C., 2007.** Utilisation de *Posidonia oceanica* (L) Delile comme bio-indicateur de la contamination métallique. Thèse de Doctorat en écologie marine. Univerité De Corse : 158p
- **Laredj F.,2018.** Evaluation de l'impact des rejets sur le littoral ouest algérien par l'utilisation des macro-algues « *Ulva lactuca* » et « *Corallina officinalis* » comme bioindicateurs de la pollution marine. Doctorat en Sciences de la Mer et du Littoral. Univ d'Oran (Algérie) :147p.

- **Lejon DPH., Martins JMF., Lévêque J., Spadini L., Pascault N., Landry D., Milloux M-J., Nowak V., Chaussod R., Ranjard L., 2008.** Copper dynamics and impact on microbial communities in soils of variable organic status. *Environ Sci Technol.* 42 :2819–2825.
- **Li Y., Wang Y., Bin Gou X., Su Y.B., Wang G., 2006.** Risk assessment of heavy metals in soils and vegetables around non-ferrous metals mining and smelting sites, Baiyin, China. *Journal of Environmental Sciences (China).* 18(6) :1124- 1134.
- **Liénard A., Colinet G.,2014.** Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion in situ des sites contaminés. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment Journal.*2 : 273-289
- **Lindgren A. R., Giribet G., Nishiguchi M., 2004.** A combined approach to the phylogeny of Cephalopoda (Mollusca). *Cladistics.* 20(5):454–486.
- **Loez C.R., Salibian A., Topalian M.L.,1998.** Associations phytoplanktoniques indicatrices de la pollution par le zinc. *Revue des sciences de l'eau [en ligne]* :315-332.
- **Lourenço HM., Anacleto P., Afonso C., Ferraria V., Martins MF., Carvalho ML., Lino AR., Nunes ML., 2009.** Elemental composition of cephalopods from Portuguese continental waters. *Food Chem* 113 :1146-1153.
- **M.A.T.E (Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement) 2007.,** Etude de pré investissement pour le HOT SPOT de Ghazaouet(Algérie)- Rapport de Phase II :217p
- **M.P.R.H (Ministère de la Pêche et des Ressources Halieutiques), 2004.** Recueil de textes règlementaires, Pêche et Aquacultures, Tome 1. Imprimerie officielle, les vergers- Bir-Mourad Rais- Alger, Décembre 2004.
- **Maamri A., 2001.** Impact of human activities on lagoon environments : the case of Nador Lagoon in Morocco. 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes :46-49.
- **McDonald S., Hassell K., Cresswell T., 2021.** Effect of short-term dietary exposure on metal assimilation and metallothionein induction in the estuarine fish *Pseudogobius* sp. *The Science of the total environment,* 772 :145042.
- **Mackenzie A., Ball S. A., Virdee S., 2000.** L'essentiel en écologie. Ed. Bertin, Algérie :400 p.
- **Mackintosh T. J., Davis J. A., Thompson R. M., 2016.** Tracing metals through urban wetland food webs. *Ecological Engineering.*94: 200- 213.

- **Mai H., Cachot J., Brune J., Geffard O., Belles A., Budzinski H., Morin B., 2012.** Embryotoxic and genotoxic effects of heavy metals and pesticides on early life stages of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*). Marine pollution bulletin. 64(12) : 2663–70.
- **Mangold K. W., 1983.** *Octopus vulgaris*. In: P. R. Boyle (Eds). Cephalopod life cycles. Species account. Academic Press London, Vol. 1, :pp. 335 – 364.
- **Manta DS., Angelone M., Bellanca A., 2002.** Heavy metals in urban soils : a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. Sci Total Environ 300 :229–243.
- **Manzl C., Enrich J., Ebner H., Dallinger R., Krumschnabel G., 2004.** Copper-induced formation of reactive oxygen species causes cell death and disruption of calcium homeostasis in trout hepatocytes. Toxicology. 196(1-2) : 57–64.
- **Marchand M., 2002.** Pollution marine et contamination chimique. Peut-on éliminer les substances chimiques dangereuses du milieu marin ? IFREMER, DEL/PC.
- **Marigómez I., Soto M., Cajaraville M.P., Angulo E., Giamberini L., 2002.** Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs. Microsc. Res. Tech. 56 : 358–392.
- **Markert B.A., Breure A.M., Zechmeister H.G., 2003.** Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. Bioindicators and biomonitors : principles, concepts and applications, editors. (Oxford : Elsevier Science Limited) :pp. 339.
- **Marouf M.,2015.** Entre passe industriel et renouveau culture revitalisation urbaine pour BENI SAF ville rencontre. Mémoire de Master en architecture.Univ Tlemcen (Algérie) :142 p.
- **Martin J., et Flegal A., 1975.** High copper concentrations in squid livers in association with elevated levels of silver, cadmium and zinc. Mar Biol 30 :51–55.
- **Martin-Garin A., Simon O., 2004.** Fiche Radionucléide, Cadmium et environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention-Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes
- **Mason R. P., 2013.** Trace Metals in Aquatic Systems. John Wiley and Sons, Ltd, Chichester, UK doi: 10.1002/9781118274576.
- **MATE (Ministere de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement),2013.** Stratégie nationale de gestion intégrée des zones côtières en Algérie. Janvier 2013, Rapport du Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement et de la Ville.

- **MATET (Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme), 2009.** Quatrième rapport national sur la mise en œuvre de la convention sur la diversité biologique au niveau national :120 p.
- **Mather E., Jennifer A., Romans F., 2006.** A Cephalopod Perspective. *International Journal of Comparative Psychology*. 19(1) : 99-115.
- **Mather Jennifer A., 2006.** Behaviour Development : A Cephalopod Perspective. *International Journal of Comparative Psychology*, 2006. 19(1) :99-115.
- **Matta J., Milad M., Manger R., Tosteson T., 1999.** Heavy metals, lipid peroxidation and cigateratoxicity in the liver of the Caribbean barracuda (*Sphyræna barracuda*). *Biol Trace Elem Res.* 70 : 69–79.
- **Mazzolai B., Margheri L., Dario P., Laschi C., 2013.** Measurements of octopus arm elongation : Evidence of differences by body size and gender. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 447 :160-164.
- **MEER (Ministère de l'Environnement et des Energies Renouvelables), 2024.** Résultats obtenus de la digitalisation du trait de cotes algérien à base des Orthophotoplans issue de la PDVA GSD 50cm. disponible au niveau de l'INCT
- **Meisel D.V., Byrne R.A., Kuba M., Mather J., Ploberger W., Reschenhofer E., 2006.** `` Modèles d'activité contrastés de deux espèces de poulpe apparentées, *Octopus macropus* et *Octopus vulgaris* ". *J of Comparative Psych.* 120 : 191-197.
- **Meng J., Wang W., Li L., Zhang G., 2018.** Toxicité moléculaire et cellulaire tissulaire du Pb chez l'huître (*Crassostrea gigas*) : expression de l'ARNm et études physiologiques. *Toxicologie aquatique*, 198 :257-268
- **Meng J., Wang W., Shi R., Song K., Li L., Que H., Zhang G., 2020.** Identification des SNP impliqués dans l'accumulation de Zn et de Cu chez l'huître creuse (*Crassostrea gigas*) par analyse d'association à l'échelle du génome. *Écotoxicologie et sécurité environnementale*, 192 : 110208.
- **Minet A., Manceau A., Valada-Mennuni A., Brault-Favrou M., Churlaud C., Fort J., Nguyen T., Spitz J., Bustamante P., Lacoue-Labarthe T., 2020.** Mercury in the tissues of five cephalopods species : First data on the nervous system. *The Science of the total environment*, 759 :143907
- **Miquel M., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). Rapport Sénat n°261. France, 360p.

- **Miquel M., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'Environnement et la Santé. Rapport office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat N°261 : 360p.
- **Mir S., 2016.** Etude de contamination du Plomb et du Zinc dans les céréales cultivées (blé dur) dans la région de Sebdou (Tlemcen) [en ligne]. Mémoire de master: Pathologie des écosystèmes. Tlemcen. Université de Tlemcen: 55 p.
- **Miramand P., Guary J., 1980.** Association of Americium-241 with Adenochromes in the Branchial Hearts of the Cephalopod *Octopus vulgaris*. Mar Ecol Prog Ser 4 :127–129.
- **Miramand P., Bentley D., 1992.** Concentration and distribution of heavy metals in tissues of two cephalopods, *Eledone cirrhosa* and *Sepia officinalis*, from the French coast of the English Channel. Mar Biol 114 :407–414.
- **Miramand P., et Fowler S., 1998.** Bioaccumulation and transfer of vanadium in marine organisms. P.p. 167–197. In : Nriagu, J.O. (Ed.), Vanadium in the Environment. Part 1 : Chemistry and Biochemistry. John Wiley et Sons, New York (410 pp).
- **Miramand P., Bustamante P., Bentley D., Kouéta N., 2006.** Variation of heavy metal concentrations (Ag, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, V, and Zn) during the life cycle of the common cuttlefish *Sepia officinalis*. Sci Total Environ 361 :132-143.
- **Mitra A., Barua P., Zaman S., Banerjee., 2012.** Analysis of Trace Metals in Commercially Important Crustaceans Collected from UNESCO Protected World Heritage Site of Indian Sundarbans. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 12: 53-6.
- **Mohanti S., Ojanguren A. F., Fuiman L. A., 2014.** Aggressive male mating behavior depends on female maturity in *Octopus bimaculoides*. Marine Biology, Berlin. 161 (7) : 1521–1530
- **Moufok S., 2008.** Elément d'approche sur la reproduction, la croissance, la répartition, la pêche de la crevette rouge, *Ariteus antennatus* (Risso, 1816) de la frange côtière Oranaise. Thèse de doctorat, université d'Oran, Algérie
- **Mshana J. G., and Sekadende B., 2014.** Assessment of heavy metal pollution in *Octopus cyanea* in the coastal waters of Tanzania. Journal of Health & Pollution. 4 (6): 10-17.

- **Mtonga C., Jiddawi N., Benjamen D., 2022.** Recent rise in exploitation of Tanzanian octopuses : a policy and management challenge. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*.
- **Mustafa Canli M. ; Atli G.,2003.** Les relations entre les niveaux de métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) et la taille de six espèces de poissons méditerranéens. *Environ. Pollut.*121, 129–136.
- **Nakhle F.K., 2003.** Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises : apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes). Thèse de doctorat en interactions toxiques dans les écosystèmes. Univ. Paris 7 (France) :246p.
- **Nakhle K F., Cossa D., Khalag G., 2005.** *Brachidontes variabilis* and *Patella* sp. As quantitative biological indicators for cadmium, lead and mercury in the Lebanese coastal waters. *Environment Pollution* vol 142.issue1 : 73-82
- **Nakib L.,2009.** Mise au point d'une technique d'extraction des éléments traces métalliques dans les produits de la mer et leurs dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique [en ligne]. Mémoire de magister : Médecine vétérinaire. Constantine : Université Mentouri :118 p.
- **Napoleão P., Pinheiro T., Sousa Reis C., 2005.** Elemental characterization of tissues of *Octopus vulgaris* along the Portuguese coast. *Sci Total Environ.* 345 :41–49
- **Nedjar R.,2016.** Dosage des métaux lourds Cd, Cr, Pb dans les rejets liquides de trois industries de la wilaya de Constantine [en ligne]. Mémoire de master : Environnement et santé publique. Constantine : Université des Frères Mentouri :46 p.
- **Nessim R.B., Riad R., 2003.** Bioaccumulation of heavy metals in *Octopus vulgaris* from coastal waters of Alexandria (Eastern Mediterranean). *Chem. Ecol.* 19 (4) : 275–281.
- **Newman MC., 2014.** Fundamentals of ecotoxicology : the science of pollution. CRC Press, New York octopus (*Octopus vulgaris*) from Northwest Atlantic. *Sci. Total Environ.* 433, :230–237.
- **N'guessan Y. M., 2008.** Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne (Doctoral dissertation, INPT).
- **Nho E.Y., Khan N., Choi J.Y., Kim J.S., Park K.S., Kim K.S., 2016.** Determination of toxic metals in cephalopods from South Korea. *Anal. Let.* 49 (10), 1578–1588.
- **Nicosia A., Salamone M., Mazzola S., Cutitta A., 2015.** Transcriptional and biochemical effects of cadmium and manganese on the defense system of *Octopus vulgaris* paralarvae. *Biomed. Res. Int.* 2015 :437328.

- **Nirav P., Raval, Prapti U., Shah., Nisha K., Shah.,2016.** Journal of Environmental Management. 179 :1-20.
- **Nitta T.,1972.** Marine pollution in Japan. Pp. 77-81. In: Ruivo M. (ed.) Marine Pollution and Sea Life. FAO. London.
- **Norman M.D., 2000.** Cephalopods : A World Guide. ConchBooks.
- **Okbah M.A., Nasr S.N., Soliman N.F., Khairy M.A., 2014.** Distribution and Contamination status of trace metals in the Mediterranean coastal sediments, Egypt. Soil and Sed. Contamination. 23 : 656–676.
- **Örnek A., Özacar M., Şengil I. A., 2007.** Adsorption of lead onto formaldehyde or sulphuric acid treated acorn waste: equilibrium and kinetic studies. Biochemical engineering journal. 37(2): 192
- **OSPAR 2000.,** Quality status report 2000: Region IV Bay of Biscay and Iberian Coast, OSPAR Commission, London.
- **Ould Inejih C. A., 2000.**Dynamique spatio-temporelle et biologie du poulpe (*Octopus vulgaris*) dans les eaux Mauritanienues: modélisation de l'abondance et aménagement des pêcheries. Thèse doctorat. Université de Brest: 251 pages.
- **Özmen H., Külahci F., Çukurovali A., Doğru M.,2004.** Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazığ, Turkey). Chemosphere.55(3):401- 408.
- **Penicaud V., Lacoue-Labarthe T., Bustamante P., 2017.** Metal bioaccumulation and detoxification process in cephalopods. Evt. Res. 155 : 123–133.
- **Perez-Marin A. B., Meseguer Zapata V., Ortuno J. F., Aguilar M., Saez J., Lorens, M., 2007.** Removal of cadmium from aqueous solutions by adsorption onto orange waste. Journal of Hazardous Materials, B139: 122–131.
- **Perrot V.,2012.** Spéciation isotopique et moléculaire du mercure dans les environnements aquatiques influencée par des processus biotiques et abiotiques, in Ecole Doctorale des Sciences Exactes et de leurs Applications. Université de Pau et des Pays de l'Adour. France perturbations in juvenile cuttlefish *Sepia officinalis* induced by subchronic exposure.

- **Petra H., 2005.** Evaluation du comportement du Cuivre et du Zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies [en ligne]. Thèse de doctorat : Science et techniques du déchet. Lyon : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon :202 p.
- **Pichard A., 2003.**Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, plomb et ses dérivés. INERIS.
- **Pichard A., 2005.** Aluminium et dérivés. INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS –DRC-02-25590-02DF41.doc. Version N°2 :53p.
- **Pichard A., Bisson M., Houeix N., 2005b.**Cuivre et ses dérivés – INERIS
- **Pierce G.J., and Guerra A., 1994.** Stock assessment methods used for cephalopod fisheries. Fish. Res. 21 : 255-285
- **Pierce G.J., Stowasser G., Hastie L.C., Bustamante P., 2008.** Geographic, seasonal and ontogenic variation in Cadmium and Mercury concentrations in squid (Cephalopoda : Teuthoidea) from UK waters. Ecotoxicol. Environ. Safety 70 :422–432.
- **Pinta M., Baudin G., Bourdon R., 1980.** Spectrophotométrie d’Absorption Atomique. Tome 1. Problème general 2eme edition Ed. Masson O.R.S.T.O.M: 259p.
- **Plumlee G.S., and Ziegler T.L., 2003.**The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In : B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon. Oxford : pp. 264-310.
- **PNUE/FAO/IAEA.,1994.** Programmes de surveillance continue des contaminants utilisant des organismes marins : Assurance de la qualité et bonnes pratiques de laboratoire. Méthodes de référence pour les études de la pollution marine. N° 57 : 25 p.
- **PNUE., 2004.** Réglementation des métaux lourds parmi les décisions clefs du conseil d’administration du PNUE.
- **Prafulla V., 2002.** Investigations on the distribution characteristics of heavy metals in squid (*Loligo spp.*) in relation to levels in food fishes from the west coast of India with a perspective on seafood safety. Ph. D. Thesis. Cochin University of Science and Technology. Cochin. India :156 pp.

- **Prafulla V., Francis L., Lakshmanan P.T., 2001.** Concentrations of Trace Metals in the Squids, *Loligo duvauceli* and *Doryteuthis sibogae* Caught from the Southwest Coast of India. *Asian Fisheries Science*, 14 : 399-410.
- **Qu R. J., Wang X. H., Feng M. B., Li Y., Liu H. X., Wang L. S., Wang Z. Y., 2013.** The toxicity of cadmium to three aquatic organisms (*Photobacterium phosphoreum*, *Daphnia magna* and *Carassius auratus*) under different pH levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 95 : 83- 90.
- **Quetglas A.F., Alemany A., Carbonell P., Merella P., Sanchez 1998.** Biologie et pêche d'*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797, capturé par des chalutiers à Majorque (Baléares, Méditerranée occidentale). *Pêche Research* 36 : 237-249.
- **Rabaoui L., El Zrelli R., Balti R., Mansour L., Courjault-Radé P., Daghbouj N., Tlig-Zouari S., 2017.** Metal bioaccumulation in two edible cephalopods in the Gulf of Gabes, South-Eastern Tunisia : environmental and human health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 :1686-1699.
- **Raberinary D., Benbow S., 2012.** The reproductive cycle of *Octopus cyanea* in southwest Madagascar and implications for fisheries management. *Fisheries Research (Amsterdam)*.125 : 190-197
- **Rahman M.S., Saha N., Molla A.H., Al-Reza S.M., 2014.** Assessment of Anthropogenic influence on heavy metals contamination in the aquatic ecosystem components : water, sediment, and fish. *Soil Sed. Contam.* 23 : 353–373.
- **Rahman M.S., Saha N., Molla A.H., Al-Reza S.M., 2014.** Assessment of Anthropogenic influence on heavy metals contamination in the aquatic ecosystem components : water, sediment, and fish. *Soil Sed. Contam.* 23 :353–373.
- **Raimundo J., Caetano M., Vale C., 2004.** Geographical variation and partition of metals in tissues of *Octopus vulgaris* along the Portuguese coast. *Sci Total Environ*, 325 : 71–81.
- **Raimundo J., Pereira P., Vale C., Caetano M., 2005.** Fe, Zn, Cu and Cd concentrations in the digestive gland and muscle tissues of *Octopus vulgaris* and *Sepia officinalis* from two coastal areas in Portugal. *Cienc Mar* 31 :243-251.
- **Raimundo J., et Vale C., 2008.** Partitioning of Fe, Cu, Zn, Cd and Pb concentrations among eleven tissues of *Octopus vulgaris* from the Portuguese coast. *Cienc Mar* 34 :297–305.
- **Raimundo Pimenta J., 2010.** Accumulation, responses and genotoxicity of trace elements in *Octopus vulgaris*. Universidade Nova de Lisboa

- **Raimundo J., Costa P. M., Vale C., Costa M. H. and Moura I. 2010a.** DNA damage and metal accumulation in four tissues of feral *Octopus vulgaris* from two coastal areas in Portugal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 73 : 1543-1547.
- **Raimundo J., Costa P.M., Vale C., Costa M.H., Moura I., 2010b.** Metallothioneins and trace elements in digestive gland, gills, kidney and gonads of *Octopus vulgaris*. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C* 152 : 139–146.
- **Raimundo J., Ruano F., Pereira J., Mil-Homens M., Brito P., Vale C., Caetano M., 2017.** Mortalité anormale de poulpes après un événement d'eaux pluviales : accumulation de plomb et d'isotopes de plomb comme empreintes digitales. *La science de l'environnement total* : 581-582, 289-296.
- **Rainbow P.S., and Phillips DJH., 1993.** Cosmopolitan biomonitors of trace metals. A review. *Marine Pollution Bulletin*. 26 : 593-601p.
- **Rajeshkumar S., Liu Y., Zhang X., Ravikumar B., Bai G., Li X., 2018.** Studies on seasonal pollution of heavy metals in water, sediment, fish and oyster from the Meiliang Bay of Taihu Lake in China. *Chemosphere*. 191 : 626-638.
- **Ramade F., 1979.** *Ecotoxicologie*. Masson Ed. Fr : 228 p.
- **Ramade F., 1992.** *Précis d'écotoxicologie*. Edt. Masson. Paris (France) : 300p.
- **Ramade F., 1993.** *Dictionnaire encyclopedique de l'écologie et des sciences de L'environnement*. Ediscience international. Paris : 822 pp.
- **Ramade F., 2000.** *Dictionnaire encyclopédique des pollutions – Les polluants de l'environnement à l'homme*. Edt. Edi. Science internationale. Paris (France) : 690p.
- **Ramade F., 2007.** *Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications*. Paris : Lavoisier, TEC et DOC :618p.
- **Ramade F., 2011.** *Introduction à l'éco chimie : les substances chimiques de l'écosphère à l'homme*. Edt. Tec & Doc, Lavoisier. Paris (France) : 828p.
- **Ramousse R., Berre M. L., Guelte L. L., 1996.** *Introduction aux statistiques*. Consulté sur le lien <http://www.Cons-dev.Org/elearning/stat>.
- **Rinbio., 2001.** *Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000*. Réseau Intégrateurs Biologiques ; Ifremer, direction de l'environnement et de l'aménagement littoral.

- **Rjeibi M, Metian M, Hajji T, Guyot T, Ben Chaouacha-Chekir R, Bustamante P.,2015** Seasonal survey of contaminants (Cd and Hg) and micronutrients (Cu and Zn) in edible tissues of cephalopods from Tunisia : assessment of risk and nutritional benefits. *J Food Sci* 80(1) : T199–T206
- **Rjeibi M, Metian M, Hajji T, Guyot T, Ben Chaouacha-Chékir R, Bustamante P., 2014.** Interspecific and geographical variations of trace metal concentrations in cephalopods from Tunisian waters. *Environ Monit Assess* 186(6) : 3767-3783.
- **RNO, 2004.** Surveillance du milieu marin. Bulletins annuels édités par l'Ifremer et le Ministère de l'Aménagement du Territoire de l'Environnement.
- **Rodhouse P.G., et Nigmatullin CH.M., 1996.** Role as consumers. *Philos Trans R Soc Lond B*.351 :1003–1022.
- **Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau. Eaux naturelles - Eaux résiduelles – Eaux de mer. 8ème Edt. Dunod :1383p.
- **Rodrigo A. P., and Costa P. M.,2017.** The role of the cephalopod digestive gland in the storage and detoxification of marine pollutants. *Frontiers in Physiology*. 8 (232).
- **Roldán-Wong N. T., Kidd K. A., Marmolejo-Rodríguez A. J., Ceballos-Vázquez B. P., Shumilin E., Arellano-Martínez M.,2018.** Bioaccumulation and biomagnification of potentially toxic elements in the octopus *Octopus hubbsorum* from the Gulf of California. *Marine pollution bulletin*.129(2) : 458-468.
- **Ron Van Der oost A., Jonny Beyer B., Nico P.E., Vermeulen C., 2003** -Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13. Elsevier LTD : 57-149.
- **Rosas-Luis R., Loo-Andrade P., Carrera-Fernández M., Pincay-Espinoza J. E., Vincés-Ortega C., Chompoy-Salazar L., 2016.** Cephalopod species in the diet of large pelagic fish (sharks and billfishes) in Ecuadorian waters. *Fisheries Research*, 173 : 159-168.
- **Rossi A., Pellegrini D., Belcari P., Barghigiani C., 1993.** Mercury in *Eledone cirrhosa* from the Northern Tyrrhenian Sea : contents and relations with life cycle. *Marine Pollution Bulletin*. 26 (12) : 683-686.
- **Rouane-Hacen O.,2013.** Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'*Oursin Paracentrotus lividus*. These Doctorat en Sciences de l'Environnement. Univ d'Oran (Algérie) :249p.

- **Rouane-Hacene O., Boutiba Z., Benaïssa M., Belhaouari B., Francour P., Guibbolini-Sabatier M., Faverney C., 2018.** 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.
- **Royer J., Périès P., Robin J.P., 2002.** Stock assessments of English Channel loliginid squids : updated depletion method and new analytical methods. *ICES J. Mar. Sci.* 59 :445-457
- **Royer J., Pierce G.J., Foucher E., Robin, J.P., 2006.** The English Channel stock of *Sepia officinalis* : Modelling variability in abundance and impact of the fishery. *Fish. Res.* 78,96-106
- **Saddikioui L., 2019.** Eco-Biologie (Biologie de la reproduction, croissance et régime alimentaire) de la seiche commune (*Sepia officinalis*) pêchée au niveau de la côte Ouest algérienne. These de doctorat en Biotechnologie. Univ. Oran (Algérie) :160p.
- **Saïdi S. A., Azaza M. S., Windmolders P., van Pelt J., El-Feki A., 2013.** Cytotoxicity evaluation and antioxidant enzyme expression related to heavy metals found in tuna by-products meal :an in vitro study in human and rat liver cell lines. *Experimental and toxicologic pathology.* 65(7) :1025-1033.
- **Salvarredy Aranguren M.M., 2008.** Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat en Sciences de la Terre et Environnement. Univ. Toulouse III – Paul Sabatier (France) :491p.
- **Schuermann G., et Markert B., 1998.** Ecotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects. John Wiley and Sons Inc. and Spektrum Akademischer Verlag : p 900.
- **Sedira N., 2013.** Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyaux de dattes [en ligne]. Mémoire de magister : Chimie physique et analytique. Souk-Ahras. Université Mohamed Chérif Massaadia :119p.
- **Seixas S., Bustamante P., Pierce G. J., 2005b.** Accumulation of mercury in the tissues of the common octopus *Octopus vulgaris* (L.) in two localities on the Portuguese coast. *Science of the Total Environment.* 340 : 113- 122.
- **Seixas S., Bustamante P., Pierce G.J., 2005a.** Interannual patterns of variation in concentrations of trace elements in arms of *Octopus vulgaris*. *Chemosphere* 59p.

- **Seixas S., et Pierce G.J., 2005.** Vanadium, rubidium and potassium in *Octopus vulgaris* (Mollusca : Cephalopoda). *Sci. Mar.* 69 (2) : 215–222.
- **Semedo M., Reis-Henriques M.A., Rey-Salgueiro L., Oliveira M., Delerue-Matos C., Morais S., Ferreira M., 2012.** Metal accumulation and oxidative stress biomarkers in octopus (*Octopus vulgaris*) from Northwest Atlantic. *Sci. Total Environ.* 433 : 230–237.
- **Servais P., Billen G., Garnier J., Idlafkih Z., Mouchel J.-M., Seidl M., Meybeck M., 1998.** Carbone organique : origines et biodégradabilité. Meybeck, M., de Marsily, G. et Fustec, E. La Seine en son bassin : fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Paris.Elsevier : pp. 483-529.
- **Sharaf H. M., and Shehata A. M.,2015.** Heavy metals and hydrocarbon concentrations in water, sediments and tissue of *Cyclope neritea* from two sites in Suez Canal, Egypt and histopathological effects. *Journal of Environmental Health Science and Engineering.* 13(1) : 14
- **Shingaro D., 2017.** Des foies de poulpe au paradis. Identita Golose web Magazine international de cuisine.<https://www.identitagolose.it>
- **Sieiro P., Otero J., Aubourg S.2020.** Biochemical Composition and Energy Strategy Along the Reproductive Cycle of Female *Octopus vulgaris* in Galician Waters (NW Spain). *Frontiers in Physiology* : 11.
- **Sigg L., Behra P., Stumm W., 2000.** Chimie des Milieux aquatiques. Edt. Dunod. Paris (France) : 592 p.
- **Silva, L., I. Sobrino et F. Ramos 2002.** Biologie de la reproduction de la pieuvre commune, *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797) (Cephalopoda : Octopodidae) dans le golfe de Cadix (sud-ouest de l'Espagne). *Bull. Mar. Sci.* 71 (2) : 837-850.
- **Smith CD., 2003.** Diet of *Octopus vulgaris* in False Bay, South Africa. *Mar Biol.* 143 :1127-1133.
- **Soldevilla F., 1987.** Metales pesados en el pulpo común (*Octopus vulgaris*) del banco sahariano (costas NO de África). *Alimentaria.* 33 : 33-37.
- **Storelli M. M., and Marcotrigiano G. O., 1999** Cadmium and total mercury in some cephalopods from the South Adriatic Sea (Italy). *Food Additives & Contaminants.* 16 (6): 261-265.
- **Storelli M., Giacomini-Stuffler R., Storelli A., Marcotrigiano G O., 2005.** Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea : A comparative study. *Marine Pollution Bulletin.* 50 : 993-1018.

- **Storelli M. M., Barone G., Daddabbo R., Marcotrigiano G. O., 2006.** Concentrations and composition of organochlorine contaminants in different species of cephalopod molluscs from the Italian waters (Adriatic Sea). *Chemosphere* 64 :129–134.
- **Storelli M. M., 2008.** Potential human health risks from metals (Hg, Cd, and Pb) and polychlorinated biphenyls (PCBs) via seafood consumption : estimation of target hazard quotients (THQs) and toxic equivalents (TEQs). *Food and Chemical Toxicology*. 46 (8): 2782-2788.
- **Storelli M.M., Garofalo R., Giungato D., Giacomini-Stuffler R., 2010.** Intake of essential and non-essential elements from consumption of octopus, cuttlefish and squid. *Food Addit. Contam. B*. 3 : 14–18.
- **Strugnell J., and Nishiguchi M. K.,2007.** Molecular phylogeny of Coleoid Cephalopods (Mollusca : Cephalopoda) inferred from three mitochondrial and six nuclear loci : a comparison of alignment, implied alignment and analysis methods. *Journal of Molluscan Studies*. 73(4) :399–410.
- **Suwazono Y., Sand S., Vahter M., Filipsson A.F., Skerfving S., Lidfeldt J., Akesson A.,2006.** Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans. *Environ Health Perspect*,114. 7 :1072-1076.
- **Swarnalatha K., et Nair A.G., 2017.** Assessment of sediment quality of a tropical lake using sediment quality standards. *Lakes and Reservoirs : Research and Management*. 22 : 65-71.
- **Tamburini E., Doni L., Lussu R., Meloni F., Cappai G., Carucci A., Casalone E., Mastromei G., Vitali F., 2020.**Impacts of Anthropogenic Pollutants on Benthic Prokaryotic Communities in Mediterranean Touristic Ports. *Frontiers in Microbiology*.11p.
- **Tchounwou PB., Yedjou CG., Patlolla AK., Sutton D.J., 2012.** Heavy Metal Toxicity and the Environment. In : Luch A (ed) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* : Volume 3 : Environmental Toxicology. Springer Basel. Basel : 133–164.
- **Tessier E., 2012.** Diagnosis of sediment contamination by Metals in the Toulon harbour and Mechanisms controlling their mobility. Doctoral thesis ; University of Sud Toulon Var : P1-272.
- **Tricarico E., Borrelli L., Gherardi F., Fiorito G., 2011.** I know my neighbour : individual recognition in *Octopus vulgaris*. *PLoS ONE*.6 (4): e18710.

- **Turkmen A., Turkmen M., Tepe Y., Akyurt I., 2005.** Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. Food Chemistry.91 : 167-172
- **Turkmen M., Turkmen A., Tepe Y., Tore Y., Ates., A. 2009.** Determination of metals in fish species from Aegean and Mediterranean Seas. Food Chem. 113 :233–237.
- **Tuzen M., 2003.** Determination of heavy metals in fish samples of the middle Black Sea (Turkey) by graphite furnace atomic absorption spectrometry. Food Chem. 80 : 119–123.
- **Tuzen M., 2009.** Toxic and essential trace element contents in fish species from the Black Sea, Turkey. Food Chem Toxicol.47 : 1785–1790.
- **Urrutia-Olvera A., Jordán-Garza A., Villegas-Sánchez C., Arizmendi-Rodríguez D., Rosas-Luis R., 2021.** Contribution des proies au régime alimentaire d'*Octopus insularis* à l'aide d'isotopes stables et d'analyses du contenu stomacal dans l'ouest du golfe du Mexique. Écologie aquatique. 55 : 765 - 777.
- **Van Heuklem W. F., 1973.** Growth and life-span of *Octopus cyanea* (Mollusca : Cephalopoda). Journal of Zoology, London. 169 : 299-315.
- **Vaz-Pires P., Seixas P., Barbosa A., 2004.** Aquaculture potential of the common octopus (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797): a review. Aquaculture, 238, 221-238.
- **Villanueva R et Bustamante P., 2006.** Composition in essential and non-essentialelements of early stages of cephalopods and dietary effects on the elemental profiles of *Octopus vulgaris* paralarvae. Aquaculture. 261 : 225–240.
- **Villanueva R., Norman M. D., 2008.** Biology of the planktonic stages of benthic octopuses. Oceanography and marine Biology, an annual Review. 45 : 105-202.
- **Vincent M., Duval R., Hsartemann P., Engele-Deutsch M., 2017.**Contact Killing and antimicrobial properties of copper. J. Appl. Microbiol. 124 :1032–1046.
- **Wang R., Zhu L., Zhang J., Yang Y., Song M., Zhang L.,2020.** Toxicité pour le développement du cuivre chez les embryons et les larves de médaka marin (*Oryzias melastigma*). Chemosphere, 24.
- **Wang, W.X., and Fisher, N.S., 1997.** Modeling metal bioavailability for marine mussels. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. 151 : 39-65.

- **Weber T., John S., Tagliabue A., DeVries T.,2018.** Biological uptake and reversible scavenging of zinc in the global ocean. *Science* .361 : 72 - 76
- **Wells M. J., 1962.** *Brain and Behaviour in Cephalopods.* Stanford University Press, Stanford. California : 1-171.
- **WHO., 2004.** Guidelines for drinking-water quality, third edition, Chemical fact Sheets.
- **Wittmers L., Aufderheide A., Rapp G., Alich A., 2002.** Archaeological contributions of skeletal lead analysis. *Acc. Chem. Res* : 3
- **Wodinsky J.,1977.** Hormonal inhibition of feeding and death in Octopus : control by optic gland secretion. *Science N. Y.*198 : 948-951.
- **Wolff E.W., and Peel D. A., 1994.** Assessing global and local pollution for heavy metals in Antarctica. *Analysis.* 22(7) :M41-M43.
- **Wu B., Wang G., Wu J., Fu Q., Liu C., 2014.** Sources of heavy metals in surface sediments and an ecological risk assessment from two adjacent plateau reservoirs. *PLoS One* 9 (7) : e102101.
- **Xu F., Liu Z., Cao Y., Qiu L., Feng J., Tian X., 2017.** Assessment of heavy metal contamination in urban river sediments in the Jiaozhou Bay catchment, Qingdao, China. *Catena.* 150 :9- 16.
- **Yadav K.K., Trivedi S.P., 2009.** Sublethal exposure of heavy metals induces micronuclei in fish, *Channa punctata*. *Chemosphere* .77 : 1495-1500.
- **Zaimeche S.,2014.** Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur les végétaux bioindicateurs [en ligne]. Thèse de doctorat : Pollution des écosystèmes. Constantine. Université des FRERES MENTOURI :171 p.
- **Zaninotto V., et FAURE.E.,2015.** Pollution atmosphérique, biodiversité et écosystèmes. Centre d'Enseignement et de Recherches sur l'Environnement et la Société Environmental Research and Teaching Institute.p2.
- **Zhang X., Wang X., Wei D., Li B., Ma Y., Huang Z., 2013.** The influence of soil solution properties on phytotoxicity of soil soluble copper in a wide range of soils. *Geoderma* 211–212 :1–7.
- **Zhao S., Feng C., Quan W., Chen X., Niu J., Shen Z., 2012a.** Role of living environments in the accumulation characteristics of heavy metals in fishes and crabs in the Yangtze River Estuary, China. *Mar Pollut Bull.* 64 : 1163– 1171.

- **Zhuang W., Liu Y., Chen Q., Wang Q., Zhou F., 2016.** A new index for assessing heavy metal contamination in sediments of the Beijing-Hangzhou Grand Canal (Zaozhuang Segment): A case study. *Ecological Indicators*. 69(November) :252- 260.

Annexes

Annexe 1

1. Etude de variabilité

1. Variabilité inter-organe (ANOVA 1)

1.1 Ghazaouet

Tableau de comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les trois organes
d'*Octopus vulgaris* pêchés dans le port de Ghazaouet

Organes Métaux	Cu	Zn	Cd	Pb
Cœurs branchiaux	2,400	1,465	2,283	1,842
Glande digestive	1,894	1,666	3,116	2,122
Manteau	1,005	1,58	0,112	0,091
P	$1,488.10^{-11}***$	0,45157831 ^{NS}	$4,1131.10^{-37}***$	$1,8961.10^{-22}***$

$p > 0.05$; $*p \leq 0.05$; $**p \leq 0.01$; $***p \leq 0.001$

1.2 Beni saf

Tableau de comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les trois organes
d'*Octopus vulgaris*

Organes Métaux	Cu	Zn	Cd	Pb
Cœurs branchiaux	1,92	1,366	1,575	0,787
Glande digestive	1,856	1,687	2,339	1,204
Manteau	0,767	1,627	0,104	0,101
P	$8,71175.10^{-15}***$	0,1171935 ^{NS}	$3,3238.10^{-37}***$	$4,3612.10^{-15}***$

2. Variabilité inter-sites (Test Student)

2.1 Cœurs branchiaux

Tableau de comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les deux sites pour les cœurs branchiaux.

<i>Sites</i> <i>Métaux</i>	Cu	Zn	Cd	Pb
Ghazaouet	2,400	1,457	2,283	1,842
Beni SAf	1,92	1,366	1,575	0,787
P	0,024521542*	0,43103304 ^{NS}	0,0098517**	6,59269.10 ^{-09***}

2.2 Glande digestive

Tableau de comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les deux sites pour la glande digestive

<i>Sites</i> <i>Métaux</i>	Cu	Zn	Cd	Pb
Ghazaouet	1,8943	1,666	3,116	2,122
Beni SAf	1,856	1,687	2,339	1,204
P	0,074953919 ^{NS}	0,350816057 ^{NS}	0,007654716**	0,069129679 ^{NS}

2.3 Manteau

Tableau de comparaison des teneurs métalliques moyennes entre les deux sites pour le manteau

<i>Sites</i> <i>Métaux</i>	Cu	Zn	Cd	Pb
Ghazaouet	1,005	1,58	0,112	0,091
Beni SAf	0,767	1,627	0,104	0,101
<i>P</i>	0,002310412**	0,067169047*	0,34378838 ^{NS}	2,92672.10 ^{-08***}

Annexe 2

Tableau des résultats de comparaison des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans les cœurs branchiaux d'*Octopus vulgaris* (moyenne \pm écartype) capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf
Hiver	3.006 \pm 0,613	2.374 \pm 1.042	2.222 \pm 0,553	2.117 \pm 0,624	3.336 \pm 0,837	2.513 \pm 0,626	2.718 \pm 1.524	0,611 \pm 0,377
Printemps	2,92 \pm 1,249	1.984 \pm 0,732	1,758 \pm 0,618	1,4 \pm 0,824	3.014 \pm 0,816	1.071 \pm 0,583	2.619 \pm 1.094	0.602 \pm 0.433
Eté	1.692 \pm 0,906	1.545 \pm 0.496	0.937 \pm 0,689	1.083 \pm 0,411	1.077 \pm 0,838	1.215 \pm 0,642	0,847 \pm 0,648	0.985 \pm 0.647
Automne	1,983 \pm 0,599	1,777 \pm 0,632	0,943 \pm 0,571	0.864 \pm 0,666	1,705 \pm 0,465	1.499 \pm 0,823	0,185 \pm 0,383	0.951 \pm 0,756
P (lignes)	5.262 ^{***}		4.498 ^{***}		9.024 ^{***}		0.0008 ^{***}	
P (colonnes)	0.002 ^{**}		0.407 ^{NS}		7.979 ^{***}		5.742 ^{***}	
P (colonnes x lignes)	0.234 ^{NS}		0.524 ^{NS}		1.437 ^{***}		6.368 ^{***}	

Tableau des résultats de comparaison des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans la glande digestive d'*Octopus vulgaris* (moyenne \pm écartype) capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf
Hiver	2.915 \pm 1.835	2.992 \pm 0.937	2.633 \pm 0,942	2.738 \pm 0,572	4.637 \pm 0,755	3.189 \pm 0,467	3.032 \pm 0.739	1.842 \pm 0,729
Printemps	2,091 \pm 0.493	1.765 \pm 0,618	1,935 \pm 0,749	1,934 \pm 0,842	3.428 \pm 0,787	2.321 \pm 0,718	2.885 \pm 1.178	0.109 \pm 0.155
été	1.368 \pm 0,532	1.54 \pm 0.636	1.084 \pm 0,576	1.142 \pm 0,449	1.741 \pm 0,599	1.847 \pm 0,596	1.023 \pm 0,551	0.999 \pm 0.534
Automne	1,202 \pm 0,433	1,078 \pm 0,493	1.013 \pm 0,673	0.933 \pm 0,596	2.658 \pm 0,642	2.001 \pm 1.116	1.547 \pm 0,814	1.865 \pm 1.020
P (lignes)	7.322 ^{***}		1.107 ^{***}		1.829 ^{***}		6.346 ^{***}	
P (colonnes)	0.760 ^{NS}		0.876 ^{NS}		1.519 ^{***}		6.657 ^{***}	
P (colonnes x lignes)	0.711 ^{NS}		0.963 ^{NS}		0.0009 ^{***}		1.315 ^{***}	

Tableau des résultats de comparaison des concentrations moyennes en (Cu, Zn, Cd, Pb) exprimées en (mg/kg) de poids sec dans le manteau d'*Octopus vulgaris* (moyenne \pm écartype) capturés dans les deux ports (Ghazaouet et Béni saf)

	Cu		Zn		Cd		Pb	
	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf	Ghazaouet	Béni saf
Hiver	1.094 \pm 0.566	0.57 \pm 0.318	1.114 \pm 0,297	1.125 \pm 0,493	0.148 \pm 0,033	0.096 \pm 0,054	0.092 \pm 0.045	0.099 \pm 0,071
Printemps	0.375 \pm 0.353	0.804 \pm 0,251	2.053 \pm 0.591	1,99 \pm 0,873	0.094 \pm 0,084	0.112 \pm 0,035	0.085 \pm 0.046	0.126 \pm 0.216
été	1.14 \pm 0,522	1.032 \pm 0.574	2.105 \pm 0,862	2.072 \pm 1.07	0.093 \pm 0,049	0.118 \pm 0,059	0.089 \pm 0,03	0.095 \pm 0.03
Automne	1,411 \pm 0,771	0.663 \pm 0,533	1.048 \pm 0,394	1.32 \pm 0,795	0.111 \pm 0,05	0.091 \pm 0.058	0.1 \pm 0,086	0.084 \pm 0.045
P (lignes)	0.001 ^{***}		3.288 ^{***}		0.322 ^{NS}		0.940 ^{NS}	
P (colonnes)	0.015 [*]		0.730 ^{NS}		0.501 ^{NS}		0.585 ^{NS}	
P (colonnes x lignes)	0.0001 ^{***}		0.811 ^{NS}		0.008 ^{**}		0.705 ^{NS}	

Annexe 3**Variance totale expliquée (ACP en contexte saisonnier hivernal)**

Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des Chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	2,826	70,643	70,643	2,826	70,643	70,643	2,605	65,115	65,115
2	0,997	24,933	95,577	0,997	24,933	95,577	1,218	30,462	95,577
3	0,148	3,706	99,283						
4	0,029	0,717	100,000						

**Matrice de corrélations entre les métaux
analysés au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* (saison hivernale)**

	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
<i>Cu</i>	1			
<i>Zn</i>	-0,49844857	1		
<i>Cd</i>	0,75133303	-0,07742876	1	
<i>Pb</i>	0,84134389	-0,25823396	0,95269935	1

Variance totale expliquée (ACP en contexte saisonnier printanier)

Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des Chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	2,731	68,263	68,263	2,731	68,263	68,263	2,513	62,818	62,818
2	1,028	25,707	93,969	1,028	25,707	93,969	1,246	31,152	93,969
3	0,198	4,939	98,908						
4	0,044	1,092	100,000						

**Matrice de corrélations entre les métaux
analysés au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* (saison printanière)**

	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
<i>Cu</i>	1			
<i>Zn</i>	-0,54056	1		
<i>Cd</i>	0,84495	-0,10814	1	
<i>Pb</i>	0,747202	-0,12037	0,828462	1

Variance totale expliquée (ACP en contexte saisonnier estivale)

Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des Chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	3,423	85,566	85,566	3,423	85,566	85,566	2,555	63,871	63,871
2	0,407	10,172	95,738	0,407	10,172	95,738	1,275	31,867	95,738
3	0,128	3,196	98,934						
4	0,043	1,066	100,000						

**Matrice de corrélations entre les métaux
analysés au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* (saison estivale)**

	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
<i>Cu</i>	1			
<i>Zn</i>	0,690573	1		
<i>Cd</i>	0,948415	0,709698	1	
<i>Pb</i>	0,875301	0,676117	0,919641	1

Variance totale expliquée (ACP en contexte saisonnier automnal)

Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des Chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	2,775	69,385	69,385	2,775	69,385	69,385	2,152	53,810	53,810
2	1,050	26,253	95,638	1,050	26,253	95,638	1,673	41,828	95,638
3	0,139	3,469	99,107						
4	0,036	0,893	100,000						

**Matrice de corrélations entre les métaux
analysés au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* (saison automnale)**

	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
<i>Cu</i>	1			
<i>Zn</i>	-0,76493	1		
<i>Cd</i>	0,282559	-0,63339	1	
<i>Pb</i>	0,199446	-0,65119	0,93972	1

Variance totale expliquée (ACP en contexte saisonnier global)

Composante	Valeurs propres initiales			Sommes extraites du carré des chargements			Sommes de rotation du carré des Chargements		
	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé	Total	% de la variance	% cumulé
1	2,861	71,517	71,517	2,861	71,517	71,517	2,556	63,895	63,895
2	0,808	20,210	91,727	0,808	20,210	91,727	1,113	27,832	91,727
3	0,240	5,995	97,722						
4	0,091	2,278	100,000						

Matrice de corrélations entre les métaux analysés au niveau des organes d'*Octopus vulgaris* (04 saisons)

	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
<i>Cu</i>	1			
<i>Zn</i>	0,442751	1		
<i>Cd</i>	0,828254	0,38747	1	
<i>Pb</i>	0,742849	0,203467	0,890311	1

Evaluation of the concentrations of heavy metals (Cu, Zn Cd and Pb) in *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 (Cephalopoda Octopoda Octopodidae) fished in the port of Ghazaouet (western Algeria)

Salim Omar Belkheir^{1,*}, Wacila Rahal Benguedda¹, Amaria Aouar¹ & Esma Choukchou-Braham²

¹Faculty of Nature and Life Sciences and Earth and Universe Sciences, Laboratory of Valuation of Shares Rights for the Protection of the Environment and Public Health Applications, Department of Ecology and Environment, University of Tlemcen, BP 119, Tlemcen 13000, Algeria

²Laboratory of ToxicMed, University of Tlemcen, BP.119, 13000 Tlemcen, Algeria; email: esma_sid@yahoo.fr

*Corresponding author, email: cnltlemcen@yahoo.fr

ABSTRACT

This study aims to determine the accumulation and the seasonal variation of the average concentrations of some heavy metals in various organs (branchial hearts, digestive gland, mantle) in a cephalopod mollusc (the common octopus: *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797) in the port of Ghazaouet (extreme western Algeria). The elements Cu, Zn, Cd and Pb were determined using flame atomic absorption spectrophotometry. The study was monitored seasonally in the site, from January 2018 to December 2018. The results obtained revealed that the levels of contamination by heavy metals obey an organotropism between the metal and the targeted organ. Statistical processing (ANOVA) revealed highly significant variations for the average concentrations of heavy metals between octopus organs throughout the sampling campaign, with the exception of zinc ($P > 0.05$). The sample is marked only for cadmium: The summer season and the printed season show the highest levels, while the fall season and winter season show the lowest levels.

KEY WORDS

Branchial hearts; Digestive gland; Heavy metals; Mantle; *Octopus vulgaris*.

Received 09.06.2022; accepted 12.01.2023; published online 18.03.2023

INTRODUCTION

The pollution of the aquatic environment by toxic substances of anthropic origin, in particular metallic trace elements (MTE), is one of the major problems facing today's societies. These pollutants contaminate aquatic systems from various point as drainage, wastewater, industrial, agricultural effluents (Ciutat, 2003; Abdel Khalek et al., 2016; Dahri

et al., 2018). Thus, MTEs are present in all compartments of the environment both because they are present in natural sources and multiple anthropogenic activities favor their dispersion (Amadi, 2012; Swarnalatha & Nair, 2017). In aquatic environments, these trace elements are distributed throughout the water column, are deposited in bottom sediments and can be consumed by biota (Wu et al., 2014). Coastal cities have often been identi-

fied as hotspots for several types of pollution. In the Algerian coastal zone, untreated industrial and domestic wastewater effluents represent a major source of chemical contamination for the local aquatic environment (Inal et al., 2018). Marine resources are an obligatory part of the alimentation of many people around the world. As such, regular monitoring of trace element concentrations in aquatic environments and related food chains is important to prevent toxic effects in humans consuming aquatic organisms. Between these, the octopus and similar species (Cephalopoda) feed on these organisms and bioaccumulate higher concentrations of some of these elements in their tissues (Napoleão et al., 2005; Rjeibi et al., 2014; Roldán-Wong et al., 2018).

Due to their territorial nature and small area of activity (Arechavala-Lopez et al., 2018), the octopus (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797: Cephalopoda Octopoda Octopodidae) can provide useful information on adaptations to coastal habitats and serve as bioindicators on the quality of coastal environments (Boyle et Knobloch, 1982; Miramand et al., 2006). In Algeria, we did not find enough studies on the content of heavy metals in *Octopus vulgaris*. Therefore, we considered it necessary to provide data on the concentrations of heavy metals in the organs in these species in order to establish an inferred contamination gradient between these organs and a seasonal assessment of the quality of the marine environment. To this end, the bioavailability and bioaccumulation of heavy metals (Zn, Cu, Pb and Cd) in the organs of *O. vulgaris* (branchial hearts, digestive gland, mantle) were evaluated on the port of the far west of Algeria Ghazaouet. Also, we proceed to the comparison of the heavy metal contents between the different organs studied and sampling seasons.

MATERIAL AND METHODS

The study area is located in the extreme northwest of Algeria (35°06' N - 1°52' W). It is a fishing and commercial port located about thirty kilometers, as the crow flies, east of the Algerian-Moroccan border, and 45 km from Messali El Hadj airport in Tlemcen, 130 km northwest of the city of Oran (Fig. 1). For this study, octopuses sampling was carried

out at the port of Ghazaouet (western Algeria), as soon as the trawlers arrived, with the help of local fishermen, monthly between January and December 2018. The samples were immediately kept in plastic bags, sealed and stored in a cooler for transport to the laboratory. These samples were stored separately in these individual plastic bags and frozen at low temperature to minimize the mobilization of metals between organs and tissues (Martin & Flegal, 1975) until further use. Total lengths and weights were measured for each octopus. The specimens were then immediately dissected and the digestive gland, gill hearts, and mantle of each octopus were completely removed without rupturing the outer membrane. A total of one hundred and eighty (180) subsamples were taken during the annual sampling campaign. The weight of the removed organs is noted before their conservation in Petri dishes, these samples are then frozen at low temperature. All samples underwent mineralization. Mineralization by dry voice was used and the protocol described is that adopted by Kjeldalh-F.A.O. (1960). After thawing, the samples are weighed: 1 gram of digestive glands, branchial hearts, and mantle are placed in a crucible which are then placed in the oven at a temperature of 110 °C for 3 hours. They are then placed in a muffle oven for 15 min at 450 °C then they are moistened with nitric acid (HNO₃) and placed back in the oven at 350 °C for 1h and 30 min.

The solutions obtained from the different mineralizations were filtered using filter paper with a porosity of 0.45 µm. Filtration is done with a 1%

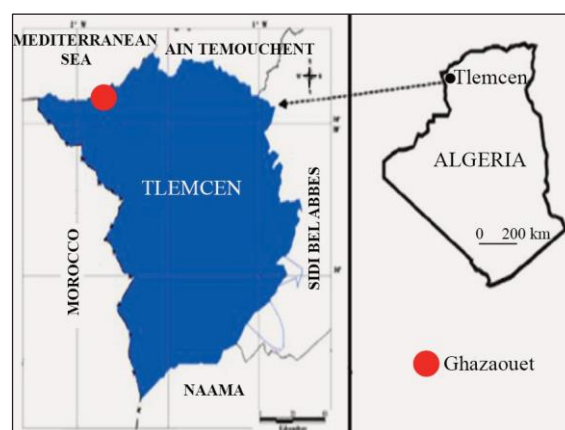


Figure 1. The study area located on the extreme western coast of Algeria.

acidulated water solution; must be adjusted to 25 ml of a distilled water/nitric acid mixture then they were put in buckets and kept cool until analysis by atomic absorption spectrophotometer with flame of the Perkin Elmer AA100 type. The calibration was carried out with a relative range with the concentration of the samples, for each metal to be analyzed, the samples were taken from the stock solutions. The concentrations of the biological samples must be within the range of the concentrations of the standard solutions (Pinta et al., 1979). As a result, a standard curve relating to the concentration of our samples was drawn from the standard solutions. A blank has been introduced in each series of analysis, so that we can correctly read our flame AAS solutions. The quantified elements are zinc, copper, lead and cadmium. Also, the emission lines and the detection limits of the device are grouped in Table 1. The average metal concentrations were calculated with their standard deviations. The statistical processing of the data is carried out using the Minitab program (version 16). ANOVA was applied to the results obtained to quantify and test the effect of organs and the effect of sampling seasons on metal levels.

RESULTS

The average heavy metal contents in the organs of *O. vulgaris* (branchial hearts, digestive glands and mantle) are recorded for the three organs, and presented in Table 2 and illustrated by Figs. 2 and 3.

The Cu contents recorded in the gill hearts (2.40 mg/kg of dry weight) exceed those noted in the digestive gland and the mantle (1.894 and 1.005 mg/kg, respectively).

The mean Zn contents do not vary much between the organs of *O. vulgaris* ($p > 0.05$), they are 1.666 mg/kg of dry weight noted in the digestive gland and 1.58 and 1.465 mg/kg of dry weight recorded respectively in the mantle and the branchial hearts.

The distribution behavior of cadmium indicates that the highest level of this metal was recorded in the digestive gland (3.116 mg/kg of dry weight) compared to those noted in the branchial hearts and the mantle (2.283 and 0.111 mg/kg of dry weight, respectively).

Regarding lead, a very low content (0.091 mg/kg dry weight) was found in the mantle, compared to that reported in the digestive gland and branchial hearts (2.121 and 1.842 mg/kg dry weight, respectively).

The average heavy metal contents in the organs of *O. vulgaris* are recorded according to the seasons, and presented in Table 3 and illustrated in figure 4.

Figure 4 summarizes the results of the analyzes of the metallic elements (Cd, Pb, Cu, and Zn) obtained from a large number of samples analyzed by atomic absorption spectrophotometry (AAS) over a period of one year (2018). We compare the seasonal metal concentrations in the organs of *O. vulgaris* in the port of Ghazaouet.

Taking into account the essential elements, the average copper and zinc contents noted in the different organs of *O. vulgaris* according to the seasons show significant contents with an almost identical maximum average concentration ($p > 0.05$) recorded in summer and in spring with a maximum in summer (2.353 ± 1.024 mg/kg dry weight; 2.32 ± 0.813 mg/kg dry weight), and in spring with

Elements	Wavelength (nm)	Limits of detection (ppm)
Copper	324.7	0.05
Zinc	213.9	0.05
Cadmium	228.8	0.03
Lead	283.3	0.10

Table 1. Wavelengths and detection limits of metals assayed by flame ASS.

	Branchial hearts	Digestive glands	Mantle
Cu	2.40 ± 0.871	1.894 ± 0.852	1.005 ± 0.572
Zn	1.465 ± 0.629	1.666 ± 0.761	1.58 ± 0.554
Cd	2.283 ± 0.765	3.116 ± 0.72	0.111 ± 0.046
Pb	1.842 ± 0.942	2.121 ± 0.774	0.091 ± 0.053

Table 2. Mean concentrations of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in the organs of *Octopus vulgaris* (means ± standard deviation) from January to December 2018 expressed in mg/kg dry weight.

(1.795 ± 0.723 mg/kg dry weight; 1.915 ± 0.675 mg/kg dry weight, respectively). Considering non-essential metals, cadmium stands out by revealing significant levels. The highest values are recorded in summer and spring, while they decrease in autumn and winter ($p < 0.05$). It is noted that the most important values are of the order of 2.688 ± 0.566 mg/kg of dry weight and 2.178 ± 0.569 mg/kg of dry weight obtained respectively in the summer season and in the spring season. In the case of lead, an almost identical maximum average concentration noted in the summer season and in the spring season (1.946 ± 0.791 mg/kg dry weight; 1.863 ± 0.799) respectively ($p > 0.05$).

DISCUSSION

Most studies on heavy metals in octopus have been performed with *Octopus vulgaris* from the coasts of Portugal and the Mediterranean Sea (Miramand & Guary, 1980; Raimundo et al., 2004; Napoleão et al., 2005; Raimundo et Vale, 2008; Raimundo et al., 2010, b; Semedo et al., 2012). The digestive gland, the branchial hearts and the mantle are the most primordial organs from a toxicological point of view, because of their key role in the phenomena of metabolism and accumulation. The mantle is usually analyzed because it is the main part of octopus consumed by humans and is implicated in health risks. Our present study carried out in the port of Ghazaouet made it possible to formulate correlations between the concentrations of metals and the order of their bioaccumulation in the accumulating organs (Fig. 2). Statistical analysis using ANOVA 1 shows highly significant variability be-

tween octopus organs ($p < 0.01$) for all the metals studied, except for Zn ($p > 0.05$). As a result, the following accumulation gradients have been established (Fig. 2):

Cu: Branchial hearts > Digestive gland > Mantle ($p < 0.01$).

Zn: Digestive gland \approx Mantle \approx Branchial hearts ($p > 0.05$).

Cd: Digestive gland > Branchial hearts > Mantle ($p < 0.01$).

Pb: Digestive gland > Branchial hearts > Mantle ($p < 0.01$).

Similarly, it was possible to establish orders of accumulation of heavy metals for each organ, which is presented as follows (Fig. 3):

Branchial hearts: Cu > Cd > Pb > Zn.

Digestive gland: Cd > Pb > Cu > Zn.

Mantle: Zn > Cu > Cd \approx Pb.

The metals sought (Cd, Pb, Cu, Zn) showed organotropism for the sampled organs. We found a highly significant difference between *Octopus vulgaris* organs in mean copper, cadmium and lead contents ($p < 0.01$); whereas for zinc, this variability does not exist ($p > 0.05$). Metal concentrations differ considerably among the three octopus organs, apparently due to the role of metals in metabolic functions (Raimundo Pimenta, 2010). Given the ability of the digestive gland to accumulate higher Cd levels than the mantle, as reported (Roldán-Wong et al., 2018). The highest levels of Cd are found in the digestive gland (Fig. 2) confirming the main role of this organ in the processes of bioaccumulation and detoxification of Cd (Bustamante et al., 2002; Storelli et al., 2010). Cd and Pb favor the digestive gland, followed by the gill hearts and the mantle. The presence of Cd and Pb at a higher concentration in the digestive gland and the branchial hearts throughout the sampling campaign were interpreted as being due to pollution sources (Raimundo et al., 2004). In contrast, copper shows a preference for gill hearts (Fig. 2). This is not surprising in which Cu is one of the main components of respiratory pigment hemocyanin (Craig & Overnell, 2003; Villanueva & Bustamante, 2006). Although this organ represents only 0.2% of the total weight, it is nevertheless an important site for

	Autumn	Winter	Spring	Summer
Cu	1.532±0.622	1.384±0.691	1.795±0.723	2.353±1.024
Zn	1.001 ± 0.565	1.045 ± 0.539	1.915 ± 0.675	2.32 ± 0.813
Cd	1.491 ± 0.399	0.988 ± 0.507	2.178 ± 0.569	2.688 ± 0.566
Pb	0.944±0.342	0.654±0.426	1.863±0.799	1.946±0.791

Table 3. Average concentrations of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) according to the seasons (averages \pm standard deviation expressed in mg/kg dry weight) from January to December 2018 expressed in mg/kg dry weight.

the storage and release of elements (Mangold et al., 1989; Miramand & Fowler, 1998).

Branchial hearts also exhibited increased levels of non-essential elements (Cd and Pb) (Fig. 3) that may be related to specific ligands or excretion and detoxification mechanisms (Raimundo Pimenta,

2010). Zinc is an essential element for most cephalopods, significant differences in the concentrations of Cu, Cd and Pb existed in the mantle and the two other organs throughout the sampling campaign, compared to those obtained for Zn, where the contents between the organs vary little (Fig. 2).

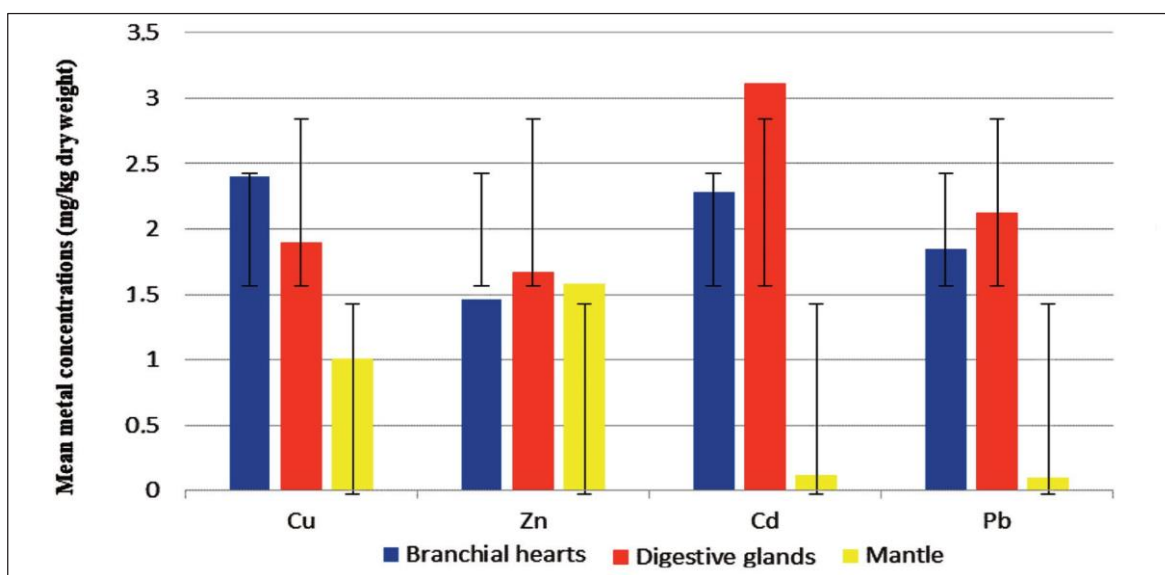


Figure 2. Partitioning of mean heavy metal (Cu, Zn, Cd, Pb) levels (means \pm standard deviation expressed in mg/kg of dry weight) in the organs of *Octopus vulgaris* (branchial hearts, digestive glands, mantle) during the annual sampling campaign.

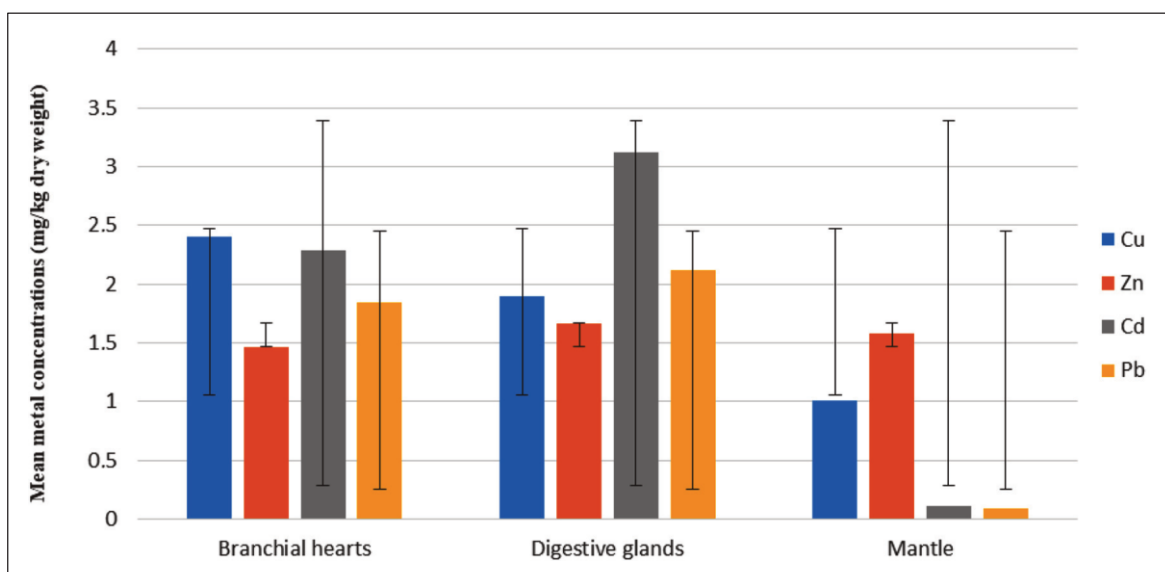


Figure 3. Orders of accumulation of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) (means \pm standard deviation expressed in mg/kg of dry weight) for each organ of *Octopus vulgaris* (branchial hearts, digestive glands, mantle) during the annual sampling campaign.

Moreover, high levels of Cu and Zn are linked to their role as essential elements involved in various metabolic processes, such as the formation of metal-dependent enzymes involved in digestion (Craig & Overnell, 2003). The diet of cephalopods represents a major exposure pathway for many elements including Cu and Zn (Bustamante et al., 2004, 2006a). This should explain the high values of the essential elements reported in this study. Metal levels in the present study were low in all mantle samples except for copper and zinc (Fig. 3). The same observation was retained in the majority of studies (Napoleão et al., 2005; Raimundo & Vale, 2008). This can be explained by the eco-toxicological behavior of this organ related to excretion towards bioaccumulation processes. However, some reports indicate that octopus mantle and arms exceed the maximum heavy metal content in international standards for human consumption, posing a risk to human health (Rossi et al., 1993; Grayson & Sekadende, 2014). Risk assessments carried out to date (local effects in the Adriatic Sea, South Korea and Tunisia) indicate the absence of risk of eating muscle tissue (the most commonly eaten) and the possible risk of eating internal organs (consumed in Japan, South Korea or Italy) (Shingaro, 2017). The bioaccumulation of heavy metals in octopus occurs differentially in the various organs and tissues, the digestive gland and the branchial hearts being the main sites of storage and detoxification (Nessim & Riad, 2003; Raimundo & Vale, 2008; Raimundo et al., 2010).

At the end of the results obtained, we found that seasonal variations do not seem to govern the distribution of Cu, Zn and Pb ($p > 0.05$) except for Cd ($p < 0.05$). An upward trend in average levels was noted during the summer and spring periods and more so in the autumn and winter periods (Fig. 4). Statistical analysis using ANOVA1 shows a significant difference ($p < 0.05$) noted only for Cd contents. As a result, the seasonal accumulation order is as follows (Fig. 4):

Cu: Summer season \approx Spring season \approx Autumn season \approx Winter season ($p > 0.05$).

Zn: Summer season \approx Spring season \approx Winter season \approx Autumn season ($p > 0.05$).

Cd: Summer season $>$ Spring season $>$ Autumn season $>$ Winter season ($p < 0.05$).

Pb: Summer season \approx spring season \approx Autumn season \approx Winter season ($p > 0.05$).

Overall, the analysis of variance has only one factor (ANOVA 1) carried out on the metal content in octopus *Octopus vulgaris* from the port of Ghazaouet and it reveals that the sampling season did not present any significant difference ($p > 0.05$) for Cu, Zn and Pb while only one significant difference between seasons is observed corresponding to the accumulation of Cd ($p < 0.05$), leading to a higher accumulation in the summer and spring season than in the autumn and winter season (Fig. 4). Following our present study, we found that seasonal variations seem to govern the distribution of cadmium which fluctuates considerably in the organs of *Octopus vulgaris* ($p < 0.05$). An upward trend in average levels was noted for most pollutants during the summer and spring periods, in particular for cadmium and moreover in the autumn and winter periods. The seasonal variation of cadmium concentrations in organs could be particularly attributed to physiological processes, including those of reproduction as well as the variation of certain physico-chemical parameters of the environment (pH, salinity, temperature) which have a role in the bioavailability of heavy metals, and the effect of biological parameters (i.e., size, mass, and sex) on metal accumulation in cephalopods is far from consensual (Miramand & Bentley, 1992; Bustamante et al., 1998; Bustamante et al., 2006b; Pierce et al., 2008).

CONCLUSIONS

In the present study, the digestive gland, the branchial hearts and the mantle of *O. vulgaris* are selected as the target organ for the evaluation of the accumulation of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn). The results obtained revealed the following points:

- There is an influence of the "Organ" factor on the Cu, Cd, Pb contents in the *O. vulgaris* except for zinc (ANOVA 1). The digestive gland and the branchial hearts, metabolically active tissues, tend to accumulate cadmium, lead and copper to a greater degree than the mantle, which generally has a low potential for accumulation of these metals;
- Lead and cadmium are abundant in the branchial hearts and the digestive gland. These are non-essential metals which are not subject to regulation, their concentration increases in the organs according to the levels in the environment;

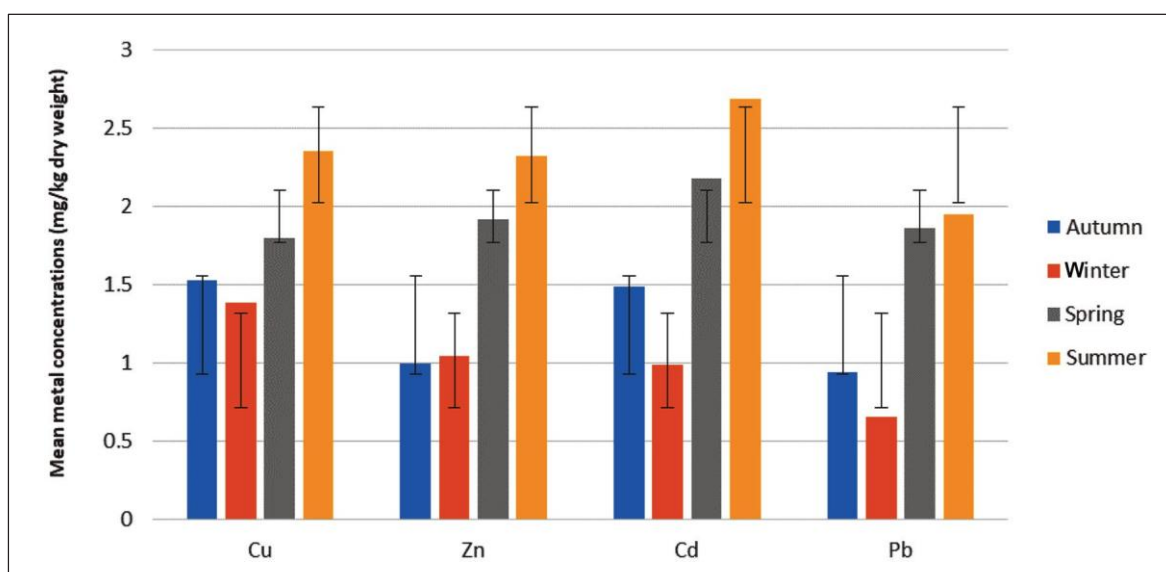


Figure 4. Seasonal variations in average concentrations of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb), averages \pm standard deviation expressed in mg/kg dry weight.

- Cadmium preferentially accumulates in internal organs such as the digestive gland, but is weakly concentrated in the external organs (mantle), where the concentrations are generally very low;

- High levels of Cu and Zn are related to their role as essential elements;

- Branchial hearts have priority for copper;

- The mantle preferentially concentrates zinc and copper;

- The importance of the metallic accumulation is done according to the following order:

Digestive gland > Branchial hearts > Mantle.
For Cd and Pb;

Branchial hearts > Digestive gland > Mantle.
For Cu;

- The organs of *O. vulgaris* seem to bioaccumulate heavy metals in the summer season and in the spring season, in particular for cadmium (ANOVA 1).

Therefore, the digestive gland appears to be a good indicator of octopus exposure to metal contaminants, especially cadmium, and could provide a new tool for monitoring the geographical distribution of this metal.

This work has as its logical continuation its extension to all Algerian ports. In addition, other chemical and organic contaminants should be included and the list of trace metal elements sought should be expanded.

REFERENCES

- Abdel-Khalek A., Elhaddad I., Mamdouh S. & Saed Marie M., 2016. Assessment of Metal Pollution around Sabal Drainage in River Nile and its Impacts on Bioaccumulation Level, Metals Correlation and Human Risk Hazard using *Oreochromis niloticus* as a Bioindicator. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 16: 227–239.
https://doi.org/10.4194/1303-2712-v16_2_02
- Amadi A.N., 2012. Quality Assessment of Aba River Using Heavy Metal Pollution Index. *American Journal of Environmental Engineering*, 2: 45–49.
<https://doi.org/10.5923/j.ajee.20120201.07>
- Arechavala-Lopez P., Minguito-Frutos M., Follana-Berná G. & Palmer M., 2018. Common octopus settled in human-altered Mediterranean coastal waters: from individual home range to population dynamics. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 585–597.
<https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy014>
- Boyle P. & Knobloch D., 1982. On growth of the octopus *Eledone cirrhosa*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 62: 277–296.
<https://doi.org/10.1017/S0025315400057283>
- Bustamante P., Cheryl Y., Caurant F. & Miramand P., 1998. Cadmium, copper and zinc in octopuses from Kerguelen Islands, Southern Indian Ocean. *Polar Biology*, 19: 264–271.
- Bustamante P., Cosson R.P., Gallien I., Caurant F. & Miramand P., 2002. Cadmium detoxification processes in the digestive gland of cephalopods in relation to

- accumulated cadmium concentrations. *Marine Environmental Research*, 53: 227–241.
[https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(01\)00108-8](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(01)00108-8)
- Bustamante P., Teyssie J., Danis B., Fowler S., Miramand P., Cottret O. & Warnau M., 2004. Uptake, transfer and distribution of silver and cobalt in tissues of the common cuttlefish *Sepia officinalis* at different stages of its life cycle. *Marine Ecology-Progress Series*, 269: 185–195.
- Bustamante P., Bertrand M., Boucaud-Camou E. & Miramand P., 2006. Distribution subcellulaire de : Ag, Cd, Co., Cu, Fe, Mn, Pb et Zn dans la glande digestive de la seiche commune *Sepia officinalis*. *Journal of shellfish research*, 25: 987–993.
- Bustamante P., Teyssie J., Fowler S. & Wamaou M., 2006b. Assessment of the exposure pathway in the uptake and distribution of americium and cesium in cuttlefish (*Sepia officinalis*) at different stages of its life cycle. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 331: 198–207.
- Ciutat A., 2003. Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux - approches expérimentales. Thèse de Doctorat en Sciences, Université de Bordeaux I, 437 pp.
- Craig S. & Overnell J., 2003. Metals in squid, *Loligo forbesi*, eggs and hatchlings. No evidence for a role for Cu- or Zn-metallothionein. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 134: 311–317.
[https://doi.org/10.1016/s1532-0456\(02\)00274-0](https://doi.org/10.1016/s1532-0456(02)00274-0)
- Dahri N., Atoui A., Ellouze M. & Abida H., 2018. Assessment of streambed sediment contamination by heavy metals: The case of the Gabes Catchment, South-eastern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 140: 29–41.
<https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.12.033>
- Grayson J. & Sekadende B., 2014. Assessment of heavy metal pollution in *Octopus cyanea* in the coastal waters of Tanzania. *Journal of Health and Pollution*, 4: 10–17.
<https://doi.org/10.5696/2156-9614-4-6.10>
- Inal A., Boulahdid M., Angelletti B. & Radakovitch O., 2018. Levels and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of fishing grounds along Algerian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 136: 322–333.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.029>
- Kjeldal F.A.O., 1960. Coordonnée par Johan Gusta Christoffer Thorsager Kjeldal (1893–1900): techniques spécifiques à la détermination des éléments minéraux, métaux lourds et réfractaires, 312 pp.
- Mangold K., Bidder A.M. & Boletzky S., 1989. Appareils excréteurs et excrétion. In: Mangold K. & Grassé P.P. (Eds.), *Traité de zoologie: anatomie, systématique, biologie*, France, pp. 439–457.
- Martin J. & Flegal A., 1975. High copper concentrations in squid livers in association with elevated levels of silver, cadmium and zinc. *Marine Biology*, 30: 51–55.
- Miramand P. & Guary J.C., 1980. High concentrations of some heavy metals in tissues of the Mediterranean *Octopus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 24: 783–788.
- Miramand P. & Bentley D., 1992. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of two cephalopods, *Eledone cirrhosa* and *Sepia officinalis*, from the French coast of the English Channel. *Marine Biology*, 114: 407–414.
- Miramand P. & Fowler S., 1998. Bioaccumulation and transfer of vanadium in marine organisms. In: Nriagu J.O. (Ed.), *Vanadium in the Environment. Part 1: Chemistry and Biochemistry*. John Wiley & Sons, New York, pp. 167–197.
- Miramand P., Bustamante P., Bentley D. & Kouéta N., 2006. Variation of heavy metal concentrations (Ag, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, V, Zn) during the life cycle of the common cuttlefish *Sepia officinalis*. *Science of the Total Environment*, 361: 132–143.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.10.018>
- Napoleão P., Pinheiro T. & Sousa Reis C., 2005. Elemental characterization of tissues of *Octopus vulgaris* along the Portuguese coast. *Science of the Total Environment*, 345: 41–49.
- Nessim R.B. & Riad R., 2003. Bioaccumulation of heavy metals in *Octopus vulgaris* from coastal waters of Alexandria (Eastern Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 19: 275–281.
<https://doi.org/10.1080/02757540310001595907>
- Pierce G.J., Stowasser G., Hastie L.C. & Bustamante P., 2008. Geographic, seasonal and ontogenic variation in Cadmium and Mercury concentrations in squid (Cephalopoda: Teuthoidea) from UK waters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70: 422–432.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.07.007>
- Pinta M., Baudin G. & Bourdon R., 1979. Spectrophotomètre d'absorption atomique, Tome 1. Problèmes généraux, 2^{ème} édition, Paris, Masson, Paris, 159 pp.
- Raimundo J., Caetano M. & Vale C., 2004. Variation géographique et partition des métaux dans les tissus d'*Octopus vulgaris* le long de la côte portugaise. *Science of the Total Environment*, 325: 71–81.
- Raimundo J. & Vale C., 2008. Partitioning of Fe, Cu, Zn, Cd, and Pb concentrations among eleven tissues of *Octopus vulgaris* from the Portuguese coast. *Ciencias Marinas*, 34: 297–305.
- Raimundo Pimenta J., 2010. Accumulation, responses and genotoxicity of trace elements in *Octopus vulgaris*. Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 200 pp.

- Raimundo J., Costa P.M., Vale C., Costa M.H. & Moura I., 2010a. Metallothioneins and trace elements in digestive gland, gills, kidney and gonads of *Octopus vulgaris*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 152: 139–146.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.03.009>
- Rjeibi M., Metian M., Hajji T., Guyot T., Chaouacha-Chekir R.B. & Bustamante P., 2014. Interspecific and geographical variations of trace metal concentrations in cephalopods from Tunisian waters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 3767–3783.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-3656-2>
- Roldán-Wong N.T., Kidd K.A., Ceballos-Vázquez B.P. & Arellano-Martínez M., 2018. Is There a Risk to Humans from Consuming *Octopus* Species from Sites with High Environmental Levels of Metals? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 101: 796–802.
<https://doi.org/10.1007/s00128-018-2447-9>
- Rossi A., Pellegrini D., Belcari P. & Barghigiani C., 1993. Mercury in *Eledone cirrhosa* from the Northern Tyrrhenian Sea: contents and relations with life cycle. *Marine Pollution Bulletin*, 26: 683–686.
- Semedo M., Reis-Henriques M.A., Rey-Salgueiro L., Oliveira M., Delerue-Matos C., Morais S. & Ferreira M., 2012. Metal accumulation and oxidative stress biomarkers in octopus (*Octopus vulgaris*) from Northwest Atlantic. *Science of the Total Environment*, 433: 230–237.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.058>
- Shingaro D., 2017. Des foies de poulpe au paradis. *Identita Golose web Magazine international de cuisine*.
<https://www.identitagolose.it>
- Storelli M.M., Garofalo R., Giungato D. & Giacomini-Stuffler R., 2010. Intake of essential and non-essential elements from consumption of octopus, cuttlefish and squid. *Food Additives and Contaminants: Part B Surveillance*, 3: 14–18.
<https://doi.org/10.1080/19440040903552390>
- Swarnalatha K. & Nair A.G., 2017. Assessment of sediment quality of a tropical lake using sediment quality standards. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 22: 65–77.
<https://doi.org/10.1111/LRE.12162>
- Villanueva R. & Bustamante P., 2006. Composition in essential and non-essential elements of early stages of cephalopods and dietary effects on the elemental profiles of *Octopus vulgaris* paralarvae. *Aquaculture*, 261: 225–240.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.07.006>
- Wu B., Wang G., Wu J., Fu Q. & Liu C., 2014. Sources of heavy metals in surface sediments and an ecological risk assessment from two adjacent plateau reservoirs. *PLoS One* 9 (7), e102101.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102101>



Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Direction Générale des Etudes Technologiques
Institut Supérieur des Etudes Technologiques de ZAGHOUAN



3^{ème} Congrès International de Traitement des Effluents
Liquides et Préservation de l'Environnement
Du 16 au 18 Décembre 2018 Hammamet-Tunisie

ATTESTATION DE COMMUNICATION

Le Comité d'organisation du 3^{ème} congrès international TELPE 2018 atteste que :

Mme, Mlle, Mr. Salim OMAR BELKHEIR

A présenté la communication: e-POSTER

Intitulé: Evaluation de l'accumulation métallique chez une espèce de poulpe commun : Octopus vulgaris Cuvier ,1797) pêché dans le port de Ghazaouet

Co-auteur(s): W. Benguedda, A. Aouar

En foi de quoi, la présente attestation lui est délivrée pour servir et valoir ce que de droit.

Le Président de l'association ATPNE

Kamel YAHYAOU



Le Président du 3^{ème} Congrès
International TELPE

Rym BIAHI



Le Directeur de l'Institut Supérieur des Etudes
Technologiques de Zaghouan

Mondher FERJANI



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
International Journal of Human Settlements
<https://www.aneau.org/ijhs/>
ISSN : 2588-1779



ATTESTATION

Cette attestation est délivrée à :

Salim Omar Belkheir, doctorant, Université de Tlemcen, Département d'Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers, Laboratoire de valorisation des actions de l'homme pour la protection de l'environnement et applications en santé publique, Université de Tlemcen BP 119, IMAMA, TLEMCEN

Dr W. Benguedda, MCA, Université de Tlemcen, Département d'Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers, Laboratoire de valorisation des actions de l'homme pour la protection de l'environnement et applications en santé publique, Université de Tlemcen BP 119, IMAMA, TLEMCEN

Pr A. Aouar, Professeur, Université de Tlemcen, Département d'Ecologie et Environnement, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers, Laboratoire de valorisation des actions de l'homme pour la protection de l'environnement et applications en santé publique, Université de Tlemcen BP 119, IMAMA, TLEMCEN

Pour leur participation au **SÉMINAIRE INTERNATIONAL SUR LES SCIENCES NATURELLES ET DE LA VIE** en ligne (webinaire), organisé par **International Journal of Human Settlements** le 19 et 20 Février 2021, avec un **poster** intitulé:

Contribution à l'étude bio accumulative de quelques métaux lourds chez une espèce de poulpe commun : Octopus vulgaris (Cuvier ,1797) pêché dans le port de Ghazaouet

Oran, Algerie
20/02/2021





République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Abou Bekr Belkaid – Tlemcen

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers



LABORATOIRE DE RECHERCHE : VALORISATION DES ACTIONS DE L'HOMME
POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET APPLICATION EN SANTÉ PUBLIQUE

ATTESTATION DE PARTICIPATION

Le Comité Scientifique du Séminaire International sur la Biodiversité, Environnement
et Santé organisé, les 21 et 22 Septembre 2021

Atteste que : **OMAR BELKHEIR Salim**, a présenté une communication **affichée**
intitulée : « **Approche morphométrique d'un mollusque céphalopode *Octopus*
vulgaris (Cuvier, 1797) pêché dans les ports de l'extrême ouest algérien.** »

Co-auteurs : BENGUEDDA Wacila & AOUAR Amaria



Le Président du Comité Scientifique
Dr. BOUCHIKHI TANI Zoheir


Dr. BOUCHIKHI TANI Zoheir
Faculté SNV - STU
Univ. Tlemcen



République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Abou Bekr Belkaid – Tlemcen

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers



LABORATOIRE DE RECHERCHE : VALORISATION DES ACTIONS DE L'HOMME
POUR LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT ET APPLICATION EN SANTÉ PUBLIQUE

ATTESTATION DE PARTICIPATION

Le Comité Scientifique du Séminaire International sur la Biodiversité, Environnement
et Santé organisé, les 21 et 22 Septembre 2021

Atteste que : **OMAR BELKHEIR Salim**, a présenté une communication **affichée**
intitulée : « **Variations saisonnières des concentrations moyennes de quelques métaux
lourds dans les organes d'une espèce de poulpe commun : *Octopus vulgaris* (Cuvier ,1797)
pêché dans le port de Beni saf. »**

Co-auteurs : BENGUEDDA Wacila & AOUAR Amaria



Le Président du Comité Scientifique
Dr. BOUCHIKHI TANI Zoheir


Dr. BOUCHIKHI TANI Zoheir
Faculté SNV - STU
Univ. Tlemcen