

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Mer et de l'Aquaculture

Laboratoire de physiologie animale appliquée

MEMOIRE

Présenté par

M. GUENDOUDI Yassine

Pour l'obtention du diplôme de

MAGISTER EN SCIENCES DE LA MER

Option : Connaissance, Valorisation et Gestion de la Biodiversité Marine Côtière

Thème

**Etude de la qualité de l'eau de mer de la région littorale de
Mostaganem à travers deux bioindicateurs *Mytilus
galloprovincialis* (Lmk) et *Paracentrotus lividus* (Lmk)**

La composition du jury de soutenance

Nom et Prénom	Grade	Qualité	Appartenance administrative
CHERIGANE Abderrahim	Professeur	Président	Université de Mostaganem
SOUALILI Dina Lila	MCA	Encadrante	Université de Mostaganem
BOULAHIDID Mostefa	Professeur	Co-Encadrant	ENSSMAL. (Alger)
MEZALI Karim	Professeur	Examineur	Université de Mostaganem
Ahmed Mohamed Ali BEKADA	Professeur	Examineur	Université de Mostaganem

« Augmenter son savoir c'est irriter son ennemi,
la beauté de la science consiste à
améliorer sa conduite. »

ANONYME

Remerciements

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

Je tiens à remercier vivement M^{me} Dina Lila SOUALLILI et M. Mostapha BOULAHIDID mes promoteurs, pour l'aide scientifique et morale qu'elles ont su m'apporter tout au long de ce mémoire ;

Je remercie également, Prof. Abderrahim CHERIGANE (Président) ; Prof. Karim MEZALI (examineur) et Prof. Ahmed Mohamed Ali BEKADA (examineur) qui m'ont fait l'honneur de bien vouloir constituer mon jury de thèse ;

À tout le personnel de la Département de Sciences de la mer (Université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem) ;

Un grand merci pour M. B, BOUDJELEL et M^{lle} F, OUNADI, du laboratoire de Sidi-Fredj (Annexes de l'ENSSMAL) pour son aide et encouragements ;

Mes remerciements vont aussi à M. M, MOUALI ; M^{elle} S, AZOUANI ; et M. O, HOUASS de l'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) ;

J'exprime également ma reconnaissance à M. M, BOUDJENAH pour m'avoir successivement accueilli au Laboratoire de la conchyliculture (Annexe de CNRDPA. Tipasa) ;

A Sanaa BHABY et Fatma Zohra BOUTHIR (du Laboratoire d'écologie, aquaculture et environnement à Casa Blanca. Maroc) ;

A Jeanne ZAOUALI (M.C en écologie marine, Tunisie) ;

A Didier CLAISSE ; Catherine MUNSCHY ; Daniel COSSA ; Jean PROU et Thom VALERIE (Du groupe d'IFREMER, France) ;

A Christine PERGENT-MARTINI (de l'université de Corse) ;

A Dr. Stefano CARBONI (de l'Institut de l'aquaculture, de l'Université de Stirling, Écosse)

A Sabine AZEMARD (du laboratoire d'environnement, AIEA, Monaco)

Pour m'avoir attribué du temps au sujet et envoyé dès nécessaire les renseignements souhaités.

Et bien sûr à mes parents et mes sœurs qui ont été présents à chaque étape, toujours à m'encourager ;

Je tiens à adresser des remerciements très chaleureux à M. SAMAR Adel et M. LAKFEL Nassim ;

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

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

Y. GUENDOUZI

SOMMAIRE

INTRODUCTION	01
CHAPITRE I : GÉNÉRALITÉS	
I.1. LA POLLUTION CHIMIQUE MARINE	03
I.1.1. LA POLLUTION MARINE	03
I.1.2. LA POLLUTION CHIMIQUE	03
I.1.3. ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE DANS LE MILIEU MARIN	03
I.2. LES MÉTAUX TRACE DANS LES ORGANISMES MARINS	04
I.3. ARGUMENTAIRE SUR LES COMPARTIMENTS PRIS EN COMPTE	05
I.3.1. COMPARTIMENT SÉDIMENT	05
I.3.1.1. COMPORTEMENT DES MÉTAUX TRACES EN RELATION AVEC LE SÉDIMENT	06
I.3.2. COMPARTIMENT BIOLOGIQUE MOULE : <i>Mytilus galloprovincialis</i> (LMK), 1819	06
I.3.2.1. IDENTITÉ	06
I.3.2.2. MORPHOLOGIE EXTERNE	07
I.3.2.3. DESCRIPTION DE L'ANATOMIE	07
I.3.2.4. PHYSIOLOGIE DE LA MOULE	08
I.3.2.5. ECOLOGIE DE LA MOULE	09
I.3.2.6. DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE	10
I.3.2.7. PÊCHE ET UTILISATION	10
I.3.2.8. UTILISATION DE <i>MYTILUS GALLOPROVINCIALIS</i> COMME UN BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE	11
I.3.3. COMPARTIMENT OURSIN : <i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	12
I.3.3.1. IDENTITÉ	12
I.3.3.2. MORPHOLOGIE EXTERNE	13
I.3.3.3. ANATOMIE INTERNE	14
I.3.3.4. PHYSIOLOGIE DE L'OURSIN	15
I.3.3.5. ECOLOGIE DE L'OURSIN	16
I.3.3.6. DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE	18
I.3.3.7. PÊCHE ET UTILISATION	18
I.3.3.8. UTILISATION DE <i>P. LIVIDUS</i> COMME UN BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE	19
I.4. ARGUMENTAIRE SUR LES MÉTAUX TRACES PRIS EN COMPTE	19
I.4.1. LE CUIVRE	20
I.4.2. LE ZINC	21
CHAPITRE II : MATÉRIELS & MÉTHODES	
II.1. PRÉSENTATION DES ZONES D'ÉTUDES	22
II.1.1. PRÉSENTATION DE LA ZONE DE MOSTAGANEM	22
II.1.1.1. GÉOMORPHOLOGIE	22

II.1.1.2. SÉDIMENTOLOGIE	23
II.1.1.3. FACTEURS HYDRODYNAMIQUES	23
II.1.1.4. ÉTAT DE LA POLLUTION DANS LE GOLF D'ARZEW	23
II.1.2. PRÉSENTATION DE LA BAIE D'ALGER	25
II.1.2.1. GÉOMORPHOLOGIE	25
II.1.2.2. SÉDIMENTOLOGIE	25
II.1.2.3. FACTEURS HYDRODYNAMIQUES	26
II.1.2.4. ÉTAT DE LA POLLUTION DANS LA BAIE D'ALGER	27
II.2. PROTOCOLE DE PRÉLÈVEMENT ET STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE	29
II.2.1. SITES DE PRÉLÈVEMENT	29
II.2.2. PRÉLÈVEMENT ET ÉCHANTILLONNAGE	31
II.2.2.1. SÉDIMENT	31
II.2.2.2. LA MOULE <i>MYTILUS GALLOPROVINCIALIS</i>	33
II.2.2.3. L'OURSIN <i>PARACENTROTUS LIVIDUS</i>	35
II.2.3. DOSAGE DES ÉLÉMENTS EN TRACES MÉTALLIQUES	37
II.2.3.1. TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS	37
II.2.3.2. MINÉRALISATION DES ÉCHANTILLONS	37
II.2.3.3. ANALYSE DES ÉCHANTILLONS PAR LA MÉTHODE DE LA SAA	38
II.2.3.4. BIOCONCENTRATION MÉTALLIQUE	40
II.2.3.5. ANALYSES STATISTIQUES	40
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	
III.1. COMPARTIMENT SÉDIMENT	41
III.1.1. NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LES METAUX TRACES	41
III.1.1.2. LE CUIVRE	41
III.1.1.3. LE ZINC	42
III.2. COMPARTIMENT MOULE	43
III.2.1. PARAMETRES BIOMETRIQUES DE LA MOULE <i>MYTILUS GALLOPROVINCIALIS</i>	43
III.2.1.1. VARIATIONS SAISONNIERES DE L, H & E	44
III.2.1.2. VARIATIONS SPATIALE (INTER-SITES)	46
III.2.2. INDICE DE CONDITION DE <i>MYTILUS GALLOPROVINCIALIS</i>	47
III.2.2.1. VARIATION SAISONNIERE DE L'IC	49
III.2.2.2. VARIATION SPATIALE DE L'IC	50
III.2.3. NIVEAU DE CONTAMINATION DES MOULES PAR LES METAUX TRACES	50
III.2.3.1. RESULTATS DES TENEURS METALLIQUES DANS L'ECHANTILLON CERTIFIE	50
III.2.3.2. RESULTATS DES TENEURS METALLIQUES DANS LES MOULES...	51
III.2.3.2.1. LE CUIVRE	51
III.2.3.2.2. LE ZINC	52
III.3. COMPARTIMENT OURSIN	55
III.3.1. PARAMETRES BIOMETRIQUES DE L'OURSIN	55
III.3.1.1. RELATION BIOMETRIQUE ENTRE LE DIAMETRE SANS PIQUANT (D) ET LA HAUTEUR SANS PIQUANTS (H) DE L'OURSIN	55
III.3.1.2. RELATION BIOMETRIQUE ENTRE LE DIAMETRE AVEC PIQUANT (D _p) ET LA HAUTEUR AVEC PIQUANTS (H _p) DE L'OURSIN	58
III.3.2. SEX-RATIO	60
III.3.2.1. SEX-RATIO SAISONNIERE	60
III.3.2.2. SEX-RATIO GLOBAL	61
III.3.3. INDICE GONADIQUE (IG)	63

III.3.3.1. INDICE GONADIQUE SAISONNIER	63
III.3.3.2. INDICE GONADIQUE GLOBAL	64
III.3.4. CONTAMINATION PAR LA POLLUTION BIOLOGIQUE	65
III.3.5. NIVEAU DE CONTAMINATION DES OURSINS PAR LES METAUX TRACES	66
III.3.5.1. RESULTATS DES TENEURS METALLIQUES DANS LES OURSINS ...	66
III.3.5.2.1. LE CUIVRE	66
III.3.5.2.2. LE ZINC	68
III.4. FACTEUR BIOSEDIMENT (FB)	70
CONCLUSION GÉNÉRALE	71
Bibliographie	
Annexes	

LISTE DES FIGURES

Fig. 1 : les voies d'un métal toxique dans le milieu marin	04
Fig. 2 : Morphologie externe d'une moule « vu du côté droit » (HIS et CANTIN, 1995)	07
Fig. 3 : Anatomie d'une moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	08
Fig. 4 : répartition géographique de la moule <i>M. galloprovincialis</i> dans le monde	10
Fig. 5 : La production mondiale de <i>M. galloprovincialis</i> (FAO Fishery and Aquaculture Statistic, 2014)	11
Fig. 6 : Organisation générale du test d'un oursin régulier (De RIDDER, 1986)	13
Fig. 7 : les appendices de <i>P. lividus</i>	14
Fig. 8 : Anatomie interne de l'oursin régulier <i>P. lividus</i> (GROSJEAN, 2001)	15
Fig. 9 : Carte de répartition géographique de <i>P. lividus</i>	18
Fig. 10 : La production mondiale de <i>P. lividus</i> (FAO Fishery and Aquaculture Statistic, 2014)	19
Fig. 11 : Localisation géographique de golf d'Arzew (Google Earth, 2010)	22
Fig. 12 : Pollution par : (a) les rejets industriels (port), (b) les huiles en rouge et (c) les rejets urbains au niveau Mostaganem (photo GUENDOUDI, 2014 ®)	23
Fig. 13 : Situation géographique de la baie d'Alger (Google Earth, 2011)	25
Fig. 14 : Nature du fond de la baie d'Alger (MAUCHE, 1987 ; modifiée)	26
Fig. 15 : Schéma synthétique de la dynamique littoral dans la baie d'Alger (BELKESSA, 2005 ; modifiée)	27
Fig. 16 : (A, B et C) : Pollution par les huiles, rejets industriels et urbains au niveau du port d'Alger ; (D, E et F) rejets industriels « Tache blanche » (HOUMA <i>et al.</i> , 2009)	28
Fig. 17 : Localisation des stations de prélèvement des trois zones étudiées	30
Fig. 18 : Le site de Sidi Mejdoub, (A) : banc naturel de moule, (B) : Oursin <i>P. lividus</i> (photo GUENDOUDI, 2014 ®)	30
Fig. 19 : Le site de la plage Ben Abdelmalak Ramdane <i>ex Willis</i> (A) : banc naturel de moule, (B) : Oursin <i>P. lividus</i> (photo GUENDOUDI, 2014 ®)	31
Fig. 20 : Le site de bateau cassé (Bordj el kiffan) « <i>banc naturel de moule</i> » (photo GUENDOUDI, 2014 ®)	31
Fig. 21 : Les teneurs de cuivre ($\mu\text{g/g}$) du poids sec des sédiments provenant des trois zones d'étude	41
Fig. 22 : Les teneurs de zinc ($\mu\text{g/g}$) du poids sec des sédiments provenant des trois zones d'étude	42
Fig. 23 : Variations des moyenne saisonnière des paramètres biométriques (A : Longueur ; B : Largeur et C : Epaisseur) des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> , provenant des trois sites d'étude.....	45
Fig. 24 : Etude comparative spatiale des variations annuelles des paramètres biométriques des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i>	46
Fig. 25 : Variation saisonnière de l'indice de condition (IC) chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> provenant des trois sites d'étude	48
Fig. 26 : Variation spatiale (inter-sites) de l'IC chez la moule <i>M. galloprovincialis</i>	49
Fig. 27 : Variation saisonnière du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les tissus des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> , provenant des trois sites d'étude	51

Fig. 28 : Variation spatiale des concentrations moyennes en cuivre ($\mu\text{g/g}$ P.S.) dans la moule <i>M. galloprovincialis</i>	52
Fig. 29 : Variation saisonnière du zinc ($\mu\text{g/ g}$ poids sec) mesurées dans les tissus des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> , provenant des trois sites d'étude	53
Fig. 30 : Variation spatiotemporelle de l'IC et la concentration du Zn chez le <i>M. galloprovincialis</i>	53
Fig. 31 : variation spatiale des concentrations moyennes du cuivre en ($\mu\text{g/g}$ P.S.) dans la moule <i>M. galloprovincialis</i>	54
Fig. 32 : Relation biométriques entre le diamètre sans piquants (D) et la hauteur sans piquants (H) chez le <i>P. lividus</i> de Sidi mejdoub (n = 60)	55
Fig. 33 : Relation biométriques entre le diamètre sans piquants (D) et la hauteur sans piquants (H) chez le <i>P. lividus</i> de Willis (n = 60)	56
Fig. 34 : Relation biométriques entre le diamètre sans piquants (D) et la hauteur sans piquants (H) chez le <i>P. lividus</i> de Bateau cassé (n =60)	56
Fig. 35 : Etude comparative saisonnière des variations des hauteurs sans piquants moyenne des oursins <i>Paracentrotus lividus</i> , provenant des trois sites d'étude	56
Fig. 36 : Etude comparative saisonnière des variations des diamètres sans piquants moyenne des oursins <i>Paracentrotus lividus</i> , provenant des trois sites d'étude	57
Fig. 37 : Relation allométrie entre le diamètre avec piquants (D_p) et La hauteur avec piquants (H_p) chez le <i>P. lividus</i> de Sidi mejdoub (n = 45)	58
Fig. 38 : Relation allométrie entre le diamètre avec piquants (D_p) et La hauteur avec piquants (H_p) chez le <i>P. lividus</i> de Willis (n = 45)	59
Fig. 39 : Relation allométrie entre le diamètre avec piquants (D_p) et La hauteur avec piquants (H_p) chez le <i>P. lividus</i> de Bateau cassé (n = 60)	59
Fig. 40 : Etude comparative saisonnière des variations des diamètres avec piquants moyenne des oursins <i>Paracentrotus lividus</i> , provenant des trois sites d'étude	59
Fig. 41 : Etude comparative saisonnière des variations des hauteurs avec piquants moyenne des oursins <i>Paracentrotus lividus</i> , provenant des trois sites d'étude	60
Fig. 42 : Variation intersites de pourcentage des deux sexes en fonction de stations chez le <i>P. lividus</i>	62
Fig. 43 : Variations saisonnière des valeurs de l'indice gonadique de <i>P. lividus</i> provenant des trois zones d'étude	63
Fig. 44 : Les variations inter-sites de l'indice gonadique en (mg/cm^3) au niveau des zones d'études	64
Fig. 45 : la présence de <i>Caulerpa racemosa var. cylindracea</i> l'intérieur de <i>P. lividus</i> à Sidi Mejdoub (Mostaganem)	65
Fig. 46 : la présence de <i>C. racemosa var. cylindracea</i> à l'intérieur de <i>P. lividus</i>	65
Fig. 47 : L'atrophisation de la cinquième gonade bras gonadique	65
Fig. 48 : variation saisonnière du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les gonades de l'oursin <i>Paracentrotus lividus</i> , provenant des trois sites d'étude	66
Fig. 49 : Corrélation entre l'indice Gonadique (IG) et la concentration du zinc ($\mu\text{g/g}$ P.S) dans les gonades de l'oursin <i>Paracentrotus lividus</i>	67
Fig. 50 : variation spatiale des concentrations moyennes du cuivre ($\mu\text{g/g}$ P.S.) dans les gonades de l'oursin	68
Fig. 51 : variation saisonnière du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les gonades de l'oursin <i>Paracentrotus lividus</i> , provenant des trois sites d'étude	69
Fig. 52 : variation spatiale des concentrations moyennes du zinc ($\mu\text{g/g}$ P.S.) dans les gonades de l'oursin	69
Fig. 53 : Valeurs moyennes du facteur de biosédiment de Cu et Zn chez la moule <i>M. galloprovincialis</i> et l'oursin <i>P. lividus</i>	70

LISTE DES TABLEAUX

Tab. 1 : La Granulométrie de sédiment (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983)	05
Tab. 2 : La classification de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> (LUBET, 1973)	06
Tab. 3 : Cycle de reproduction chez la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	09
Tab. 4 : Systématique de l'oursin commune <i>Paracentrotus lividus</i>	12
Tab. 5 : Période et nombre de pontes par an de <i>Paracentrotus lividus</i> dans les cotes algériennes	16
Tab. 6 : Rejets d'eaux usées dans nos zones d'études et leurs localisations (BOUKHELF, 2007)	24
Tab. 7 : Principales unités industrielles et leurs rejets (BOUKHELF, 2007)	24
Tab. 8 : Quelques activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005)	28
Tab. 9 : Localisation géographique des stations de prélèvement	29
Tab. 10 : L'interprétation des valeurs de l'indice de contamination ($IC_{séd.}$) (ABRMC, 1984)	32
Tab. 11 : Niveaux de référence des métaux traces (en $\mu\text{g/g}$) dans un sédiment fin (RNO, 2005)	33
Tab. 12 : L'interprétation des valeurs de la ponte (b)	36
Tab. 13 : Teneur des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans les sédiments provenant des trois sites d'étude	41
Tab. 14 : Valeurs de l'indice de contamination ($IC_{séd.}$) et l'indice de contamination moyen (IC_m) dans les sédiments provenant des trois sites d'étude	42
Tab. 15 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> , provenant du Sidi mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=360)	43
Tab. 16 : Variations saisonnières des paramètres biométriques des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> , provenant des trois sites d'étude	44
Tab. 17 : Paramètres des équations de corrélation entre la longueur (L) ; la hauteur (H) et l'épaisseur (E) de la coquille des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i>	46
Tab. 18 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) de l'indice de condition des moules <i>Mytilus galloprovincialis</i> , provenant du Sidi mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=360)	47
Tab. 19 : Résultats obtenus sur le matériel de référence inclus dans les séries analytiques pour les métaux traces ($\mu\text{g/g}$)	50
Tab. 20 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes ($\mu\text{g/g}$ P.S.) mesurées dans les tissus des moules <i>M. galloprovincialis</i> , provenant des trois sites d'étude (moyenne \pm ES, n=30)....	50
Tab. 21 : Limites supérieures des classes de qualité calculées (en $\mu\text{g/g}$ P.S. de <i>M. galloprovincialis</i>) pour les données de RINBIO, 2003 (In KANTIN et PERGANT-MARTINI, 2007)	51
Tab. 22 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques le diamètre sans piquant (D) et la hauteur sans piquants (H) de l'oursin, provenant du Sidi mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=180).....	65
Tab. 23 : Paramètres de l'équation de corrélation puissances liant le (H-D)	57

Tab. 24 : résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques le diamètre avec piquant (D) et la hauteur avec piquants (H) de l'oursin, provenant du Sidi mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=360)	58
Tab. 25 : Paramètres de l'équation de corrélation (courbes puissances) liant le (H _p et D _p)	60
Tab. 26 : Distribution saisonnière de pourcentage de sexe et de sex-ratio chez <i>P. lividus</i> dans les trois sites d'étude	61
Tab. 27 : Distribution spatiale de pourcentage, de sex-ratio et écart-réduit chez <i>P. lividus</i>	61
Tab. 28 : résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) de l'indice gonadique des oursins, provenant du Sidi mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=180)	64
Tab. 29 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes (µg/ g P.S.) mesurées dans les tissus des Oursin <i>P. lividus</i> , provenant des trois sites d'étude (n=15)	66

Introduction



La zone méditerranéenne a été classée par le PNUD (Programme des Nations Unies pour le développement) comme l'une des cinq régions du monde où les problèmes environnementaux sont les plus graves, alors que la mer Méditerranée est classée parmi les sept mers les plus menacées (BOUDOURESQUE, 1996).

Ces dernières décennies, les activités anthropiques (la pollution du milieu marin, la pêche irresponsable, l'urbanisation anarchique du littoral, etc.), ont rendu les écosystèmes méditerranéens dangereusement vulnérables. La côte algérienne est située dans le bassin Algero-provençal (Méditerranée occidentale), partie intégrante de la Méditerranée, est concernée *de facto* par les préoccupations d'ordre environnementales de l'ensemble de la région. Le long de la côte algérienne (1622,8 km), diverses sources de pollution ont des impacts non négligeables sur le milieu marin. En effet, environ 45% de la population est concentrée sur une bande très étroite du littoral, en particulier dans les zones industrielles et portuaires, comme Alger, Oran, Arzew, Annaba, et Skikda.

La pollution des écosystèmes marins et littoraux est un problème environnemental majeur ; qui représente un véritable danger pour la santé publique, les facteurs qui en sont responsables ne cessent de s'accroître, surtout par l'action anthropique, en raison principalement de la pression démographique et du développement technologique des villes, plus accentuées sur les zones côtières. La contamination métallique des écosystèmes aquatiques a attiré l'attention des chercheurs d'horizons très différents. Elle constitue, en effet, l'un des aspects de la pollution le plus menaçant pour ces milieux. Par ses effets toxiques, elle est capable d'engendrer des situations critiques voire dangereuses. Les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement des écosystèmes marins et littoraux, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents et parce que les activités anthropiques favorisent leur mobilité et leur dispersion dans la nature. Contrairement à de nombreux toxiques organiques, les métaux traces peuvent présenter un danger potentiel pour les consommateurs des produits marins, du fait de la possibilité de leur concentration par bioaccumulation dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans les milieux aquatiques, et par conséquent sont sujets à un effet cumulatif dans les divers compartiments de l'écosystème (eau, sédiment, faune et flore).

L'objectif de cette étude est d'établir un bilan de la qualité du milieu marin en utilisant une approche multi-marqueurs basée sur :

- le suivi de l'état de contamination métallique des sédiments, qui sont considérés comme indicateur de pollution à mémoire, témoin du degré de pollution (LESOUÉF *et al.*, 1979).
- le suivi saisonnier des indices biologiques (biométriques et physiologiques), et l'estimation de biodisponibilité des métaux traces (Zn et Cu) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, qui est par sa résistance à la pollution, sa très large répartition géographique et son pouvoir important de concentration des polluants font de cet organisme un bon indicateur du niveau de pollution (COSSA, 1989).
- ce suivi est porté aussi sur l'oursin *Paracentrotus lividus* qui possède une grande capacité de concentration des métaux traces dans ces gonades (DABY, 2006).

Notre travail de recherche a été réalisé au niveau de trois sites du littoral algérien à savoir : Sidi Mejdoub et Willis localisés à Mostaganem, et Bateau cassé situé à Alger.

Species of Molluscs



I.1. LA POLLUTION CHIMIQUE MARINE

I.1.1. LA POLLUTION MARINE

La pollution marine a été définie par la Commission Océanographique Internationale de l'UNESCO comme étant : « l'introduction par l'homme dans le milieu marin (y compris les estuaires), directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin pouvant entraîner des effets délétères, tels que dommages aux ressources biologiques, dangers pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, y compris les pêcheries, détérioration des qualités de l'eau de mer pour son utilisation et réduction des possibilités dans le domaine des loisirs » (UNESCO, 1973).

Il existe deux principaux critères utilisés pour classer les polluants en milieu marin (GALAF et GHANNAM, 2003) : selon la nature des polluants (chimique, physique et biologique) ou leur source (urbain, agricole et industrielle).

I.1.2. LA POLLUTION CHIMIQUE

La pollution chimique regroupe l'ensemble des éléments toxiques dus à la présence des composés chimiques organiques ou inorganiques qui peuvent avoir diverses origines : industrielle, agricole, domestique, urbaine, etc. Leur toxicité peut être directe : si elle est limitée dans le temps, ne s'accumule pas dans les tissus des êtres vivants et affecte directement leur croissance, leur reproduction et leur comportement, ou être chronique dans ce cas les produits toxiques sont non-dégradables, s'accumulent dans les tissus des organismes marins et constituent une menace sur la santé humaine (BOUTIN *et al.*, 1992).

Parmi les substances toxiques bioaccumulables on peut citer :

- Les métaux traces : mercure, plomb, cadmium, etc.
- Les organométalliques : éthylmercure, phénolmercure, etc.
- Les organochlorés : DDT, pesticides, etc.

I.1.3. ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE DANS LE MILIEU MARIN

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination métallique du milieu marin reposait uniquement sur l'analyse chimique de l'eau (LAFABRIE, 2007). Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait : (i) de la forte variabilité spatio-temporelle des masses d'eaux (OSTAPCZUK *et al.*, 1997) ; (ii) de la dilution des contaminants dans l'eau à l'origine de valeurs de concentrations se situant souvent près ou en-dessous des seuils de détection des instruments d'analyse et (iii) de l'importante fluctuation des concentrations selon les courants marins et l'irrégularité des rejets (BOUDOURESQUE, 1993 ; RAINBOW, 1995).

En outre, cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des métaux traces pour les organismes et ne permet pas d'évaluer, ni même de prévoir l'impact de ces substances sur les organismes ou, *à fortiori*, sur l'écosystème dans son ensemble (LAGADIC *et al.*, 1998 ; MORILLO *et al.*, 2005). C'est dans ce contexte que GOLDBERG, (1975) propose l'utilisation d'organismes pour évaluer la qualité du milieu et fait naître le concept de bioindicateur.

I.2. LES MÉTAUX TRACE DANS LES ORGANISMES MARINS

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

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle, il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne, donc, la somme des absorptions d'un élément par voie directe et alimentaire par les espèces aquatiques (RAMADE, 1992).

La bioamplification ou la biomagnification est le processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui, où il se trouve dans la proie (CASAS, 2005).

Les degrés d'assimilation et de rétention des substances varient entre les différents genres et espèces (EISLER, 1981 in CASAS, 2005) et dépendent des propriétés biochimiques de chaque substance (BOWEN, 1966 in CASAS, 2005) (Fig.1)

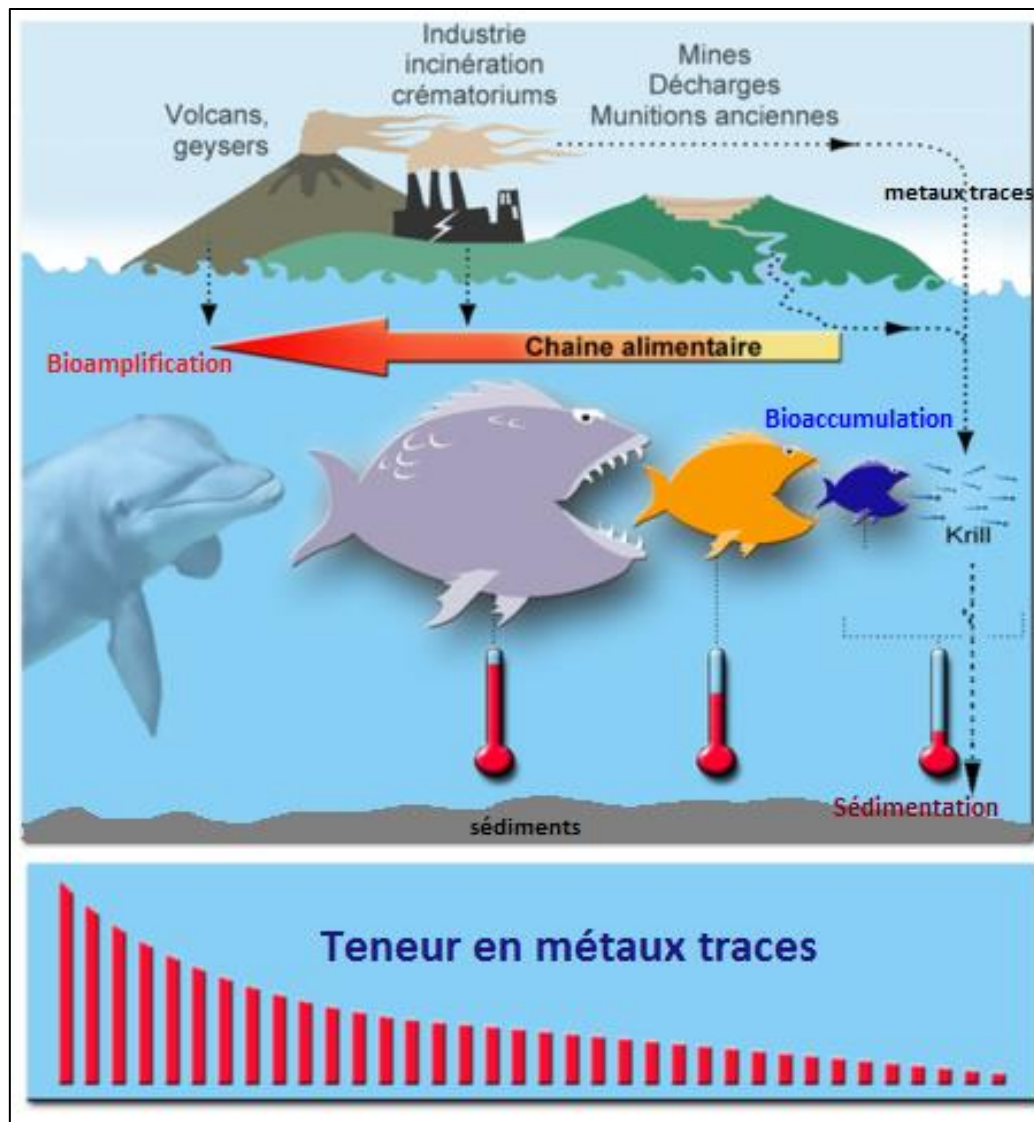


Fig. 1 : les voies d'un métal dans le milieu marin

I.3. ARGUMENTAIRE SUR LES COMPARTIMENTS PRIS EN COMPTE

I.3.1. COMPARTIMENT SÉDIMENT

Le sédiment se caractérise par son hétérogénéité, tenant à la fois à la nature des particules et leur taille (AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1999 ; Tab. 1) et par sa complexité, qui est constitué d'eau, de matériaux inorganiques et organiques et de composés d'origines anthropiques (POWER et CHAPMAN, 1992).

Ainsi, on retrouve principalement dans les sédiments (GARRIVIER, 1995) :

- Des éléments chimiques que l'on qualifie de majeurs (Si, Al, K, Ca, Fe, S, Mg, etc.) et dont les teneurs sont notamment liées à la nature géochimique du sédiment ;
- Des nutriments (carbone organique, azote, phosphore), dont les apports varient en fonction de la nature du milieu aquatique et des saisons ;
- Des éléments métalliques présents, naturellement ou non, à l'état de traces (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, etc.), ainsi que des contaminants organiques (HAP, PCB, composés phytosanitaires, etc.), qui représentent globalement moins de 0,1 % de l'ensemble des éléments présents dans les sédiments.

Tab. 1 : La Granulométrie de sédiment (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983)

Granulométrie	Type de sédiment	Constituants
$\phi \geq 20 \text{ cm}$	Blocs	Rudites
$2 \text{ cm} \leq \phi \leq 20 \text{ cm}$	Galets et cailloux	
$2 \text{ mm} \leq \phi \leq 2 \text{ cm}$	Gravier	
$200 \mu\text{m} \leq \phi \leq 2 \text{ mm}$	Sables moyens et grossiers	Arénites
$63 \mu\text{m} \leq \phi \leq 200 \mu\text{m}$	Sablons et sables fins	Lutites
$2 \mu\text{m} \leq \phi \leq 63$	Silts	
$0,2 \mu\text{m} \leq \phi \leq 2 \mu\text{m}$	Argiles	

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

- ✓ *la capacité de séquestrer ces éléments* : les dépôts sédimentaires marins constituent un filtre pour ces polluants et deviennent des réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (CHAPMAN et LONG, 1983 ; CLARISSE *et al.*, 2004). Aussi a-t-on pu dire que ces dépôts sédimentaires se comportent comme des indicateurs de pollution à mémoire, témoins du degré de pollution (LESOUËF *et al.*, 1979).
- ✓ *d'interagir avec d'autres compartiments biotiques et abiotiques de l'écosystème* : Les sédiments qui servent d'habitat et de source de nourriture à de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes, jouent alors un rôle prépondérant dans les processus d'incorporation et de transferts des métaux traces vers ces organismes vivants (LUOMA, 1987 in CURTOSI et VODOPIVEZ, 1992 ; GEFFARD, 2001 ; BENOIT, 2005). Ils contiennent donc des xénobiotiques persistants qui peuvent avoir des effets létaux immédiats ou à long terme sur ces espèces (POWER et CHAPMAN, 1992 ; LUOMA et HO, 1993 ; CHAPMAN *et al.*, 1996 ; GEFFARD, 2001).

Ces zones d'accumulation sont des sources potentielles de pollution (MIQUEL, 2001) et un biotope privilégié pour rechercher l'état de pollution d'un écosystème aquatique (MEARNS *et al.*, 1986).

I.3.1.1. COMPORTEMENT DES MÉTAUX TRACES AVEC LE SÉDIMENT

La capacité de fixation et de rétention d'un polluant par les sédiments est largement conditionnée par leur granulométrie, leur géométrie particulaire et leur composition chimique. La vase argileuse retiendra facilement les métaux traces dans l'eau avoisinante, alors qu'un sable quartzique n'aura pas cette possibilité. De ce fait, la nature des sédiments influe grandement sur l'image des polluants (AUBERT *et al.*, 1983), la teneur en matière organique du sédiment est un facteur important de sa capacité à fixer les micropolluants minéraux (AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1999), et finalement la localisation des sources de pollution (SRARFI *et al.*, 2010).

Dans les phénomènes de pollution des sédiments par les métaux traces, les interactions sédiments cations-métalliques jouent un rôle clé qui règle le comportement de ces métaux traces, leur distribution dans la phase solide. Ces interactions font intervenir plusieurs types de phénomènes de surface ; précipitation (sous forme oxydées, réduites), Coprécipitation et adsorption sur des composés minéraux et organique (SIGG *et al.*, 1992).

I.3.2. COMPARTIMENT BIOLOGIQUE MOULE : *Mytilus galloprovincialis* (LMK, 1819)

I.3.2.1. IDENTITÉ

L'espèce *Mytilus galloprovincialis*, dite moule méditerranéenne (LUBET, 1959), est un mollusque bivalve, généralement bien étudié : sa biologie (LUBET, 1973 ; FILGUEIRA *et al.*, 2008), sa physiologie (LUBET, 1963 ; BAYNE, 1976), sa reproduction (DA ROS *et al.*, 1985 ; BHABY *et al.*, 2011, 2013 et 2014), sa dynamique de population (NACIRI, 1998 ; GANGNERY *et al.*, 2004), son écologie (COUSTAU, 1991 ; OLIVEIRA *et al.*, 2014), et son comportement vis-à-vis de la pollution (CAPPELLO *et al.*, 2013 ; BANNI *et al.*, 2014).

➤ Nomenclature

Mytilus galloprovincialis (LAMARCK), 1819.

➤ Taxonomie

Tab. 2 : La classification de la moule *Mytilus galloprovincialis* (LUBET, 1973)

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

I.3.2.2. MORPHOLOGIE EXTERNE

La moule *Mytilus galloprovincialis* présente une coquille allongée très variable, de contour grossièrement triangulaire à subquadrangulaire ; Extrémité antérieure de la coquille renflée et pointue, bord ventral comprimé et arrondi ; Crochets terminaux, assez aigus et incurvés (Petite taille du muscle adducteur antérieur). La zone postérodorsale tend à former une expansion aplatie qui rend le bord ligamentaire assez saillant. Le bord antérieur est très réduit, à aspect de lunule. La sculpture externe est formée de marques d'accroissement. Le périostracum est lisse et très adhérent. La bande calcifiée infraligamentaire est ponctuée et la charnière avec quelques dentelons sous le crochet (LUBET, 1973 ; FISCHER *et al.*, 1987). **la coloration** est en général noire violacée extérieurement, avec l'intérieur gris bleuté à violacé, plus ou moins teinté de blanchâtre et irisé de reflets nacrés vers la cavité umbonale (FISCHER *et al.*, 1987).

La taille maximum peut atteindre 15 cm et plus ; en général la taille commune est entre 5 à 8 cm (FISCHER *et al.*, 1987) (Fig. 2).

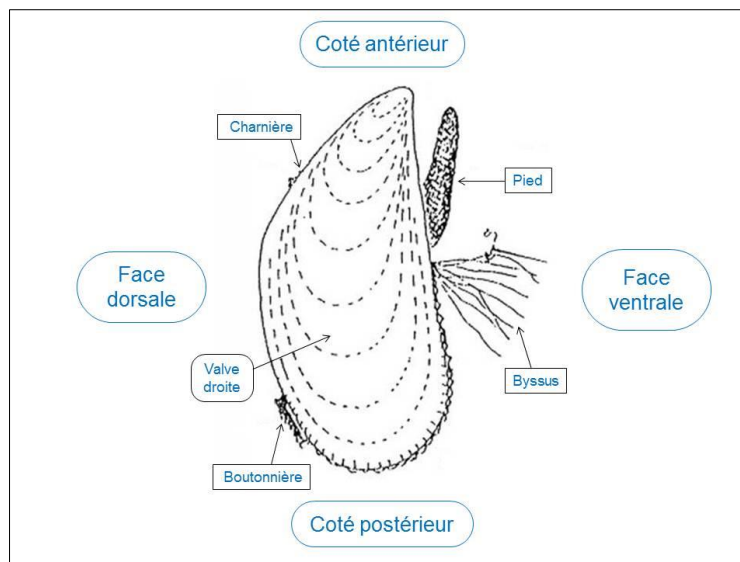


Fig. 2 : Morphologie externe d'une moule « vu du côté droit » (HIS et CANTIN, 1995)

I.3.2.3. DESCRIPTION DE L'ANATOMIE

Les deux valves de la moule peuvent s'entrebâiller ou se renfermer. Elles sont réunies par un ligament élastique dorsal et un ou deux muscles adducteurs (Fig. 3).

Le manteau est composé de deux lobes palléaux, il enveloppe tous les organes auxquels il est rattaché au niveau du muscle adducteur, de la masse viscérale et des branchies (GUAGNAIRE, 2005 ; Fig. 3).

La moule *M. galloprovincialis* se fixe aux rochers par le byssus (Fig. 3). Ce dernier est un bouquet de filaments analogues à la soie et sécrétés par la glande byssogène. Il assure la fixation temporaire ou définitive des moules (BEAUMONT et CASSIER, 2004).

Le pied est inséré en avant de la bosse viscérale, il est comprimé latéralement et prend l'aspect d'un sac « sac de charrue » (Fig. 3). Le byssus permet avec le pied de lents déplacements (BEAUMONT et CASSIER, 2004).

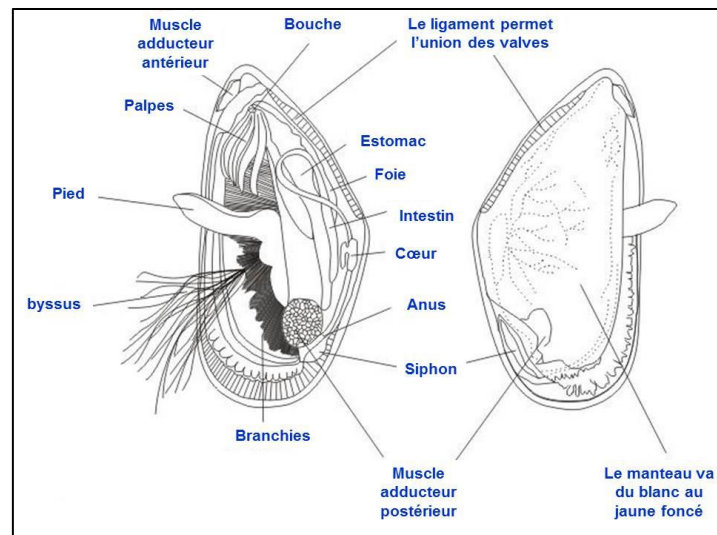


Fig. 3 : Anatomie d'une moule *Mytilus galloprovincialis*¹

I.3.2.4. PHYSIOLOGIE DE LA MOULE

➤ Alimentation

La moule *Mytilus galloprovincialis* est un consommateur microphage omnivore (UTTING et MILLICAN, 1997) *i.e.* filtreur non sélectif (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007). Elle se nourrit de phytobenthos (diatomées), de phytoplancton et de débris organique (UTTING et MILLICAN, 1997). Pour se nourrir, la moule filtre l'eau de mer à travers ses branchies et récupère les particules alimentaires supérieures à 2-5 μm (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007). Les cils vibratiles créent des courants d'eau convergeant vers la bouche, en même temps, l'épithélium branchial secrète un film de mucus dans lequel s'engluent les particules tenues en suspension dans l'eau, arrivé au niveau des palpes labiaux, le film muqueux est soumis à un tri, les matières non alimentaire à l'exception de quelques granules de sable, sont éliminées avec le mucus. Le film muqueux tombe sur le fond, dans certaines régions, il contribue à la formation d'argile (GRASSE et DOUMENC, 1998).

Les branchies peuvent, par pinocytose, absorber directement des particules organiques de petite taille et jouent, de ce fait, un rôle non négligeable dans la nutrition (BEAUMONT et CASSIER, 2004).

Il existe, chez la moule, une corrélation entre la taille (donc leur âge) et l'état physiologique des individus et le taux de filtration. L'activité valvaire et l'activité ciliaire sont sous la dépendance de nombreux facteurs externes dont les principaux, outre la durée d'émersion, sont la température, la salinité, le pH, le débit du courant, la teneur en matière en suspension et la présence de certaines substances dissoutes (HIS et CANTIN, 1995).

➤ Excrétion

Les bivalves possèdent deux néphridies en forme U, qui communiquent avec le péricarde qui assure l'excrétion de l'acide hippurique. Les glandes de WEBER rejettent les déchets dans le liquide péricardique, où ils sont repris par amibocytes qui, par les vaisseaux sanguins et les tissus, atteignent le milieu extérieur au niveau des branchies. Les pores excréteurs sont situés dans la région postérieure de compartiment palléal dorsal (BEAUMONT et CASSIER, 2004).

¹ <http://www.pratique.fr/moules-milliards-comptent-rivages.html>

➤ Reproduction

Sexualité : La moule *Mytilus galloprovincialis* est une espèce gonochorique (à sexe séparé) sans dimorphisme sexuel. De très rares cas d'hermaphrodisme (à la fois mâle et femelle) simultanés ont été signalés (COE, 1943 ; LUBET, 1959 ; LUCAS, 1965) ; L'ovogénèse et la spermatogénèse se déroulent alors dans des tubules gonadiques distincts dont l'importance et la situation varient suivant les animaux (LUBET, 1973 ; HIS et CANTIN, 1995).

Tab. 3 : Cycle de reproduction chez la moule *Mytilus galloprovincialis*

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

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

I.3.2.5. ÉCOLOGIE DE LA MOULE

➤ Habitat

L'espèce fixée par son byssus sur des fonds très variés des étages médiolittoral et infralittoral, soit durs (rocheux, graveleux), soit meubles (sableux, vaseux) FISCHER *et al.*, (1987). Dans les zones de marées, la moule peut coloniser et couvrir de vastes espaces (bancs de moules) (CAHEN, 2006). Elles pénètrent largement dans les eaux saumâtres des lagunes côtières (FISCHER *et al.*, 1987). L'espèce étant sympatriques sur les côtes atlantiques de l'Europe et en Manche occidentale (LUBET, 1973).

➤ Adaptations aux facteurs écologiques

Le corps de *Mytilus galloprovincialis* est protégé par une coquille. Elle s'accroche à d'autres moules et se fixe sur un substrat, de la sorte l'impact des vagues se fait moins ressentir. Lorsque le niveau de l'eau descend, la moule retient l'eau en fermant ses valves. Elle est protégée contre le dessèchement, l'air, la lumière et la prédation. Quand l'oxygène vient à manquer dans l'eau ainsi retenue, la moule passe à un mode de respiration anaérobie. Elle résiste à de nombreux facteurs abiotiques (température, salinité) ce qui permet de la retrouver dans la zone la plus élevée de l'estran (CAHEN, 2006).

➤ Locomotion

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

➤ Mortalité et prédation

Selon [KITCHING et al., \(1959\)](#) différents facteurs influencent la mortalité et la dispersion des populations de moules : la température, la salinité, le dessèchement, l'hydrodynamisme, les compétitions intra et interspécifiques et la prédation.

La prédation est la plus importante cause de mortalité des moules. Les prédateurs les plus importants sont l'**escargot pourpre** (*Nucella lapillus*). Les moules se protègent contre ce prédateur en l'immobilisant dans les filaments du byssus. Les **étoiles de mer** (*Asterias rubens*, *Marthasternas glacialis* et *Asterina gibbosa*). Elles préfèrent les moules de grande taille (7 cm) et peuvent provoquer la disparition d'une fraction très importante de population de moules. **Le crabe** est le plus féroce des prédateurs (*Cancer pagurus*, *Xantho incisus*, *Carcinus maenas* et *Portinus puber*). **Les poissons plats** comme le flétan (*Hippoglossus hippoglossus*, *H. stenolepis* et *Reinhardtius hippoglossoides*), la plie (*Hippoglossoides platessoides*, *Glyptocephalus cynoglossus*, *Pseudopleuronectes americanus*, *Pleuronectes platessa* et *Liopsetta putnami*) et la limande (*Limanda aspera*, *L. ferruginea*, *L. limanda*, *L. proboscidea*, *L. punctatissima*, *L. sakhalinensis*) apprécient également les moules ([KITCHING et al., 1959](#)).

I.3.2.6. DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE

Mytilus galloprovincialis est une espèce des zones à distribution géographique méditerranéenne ([BHABY et al., 2011](#)). L'aire de répartition de cette espèce n'est pas strictement méditerranéenne ; Elle s'étend sur la Mer Noire, l'Adriatique ([LUBET, 1973](#)), la côte Atlantique depuis la baie d'Agadir jusqu'aux Iles britanniques ([NACIRI, 1998](#)) et englobe aussi l'Afrique du Sud, la Nouvelle-Zélande et la Californie ([Mc DONALD et KOEHN, 1991](#)) (Fig. 4).

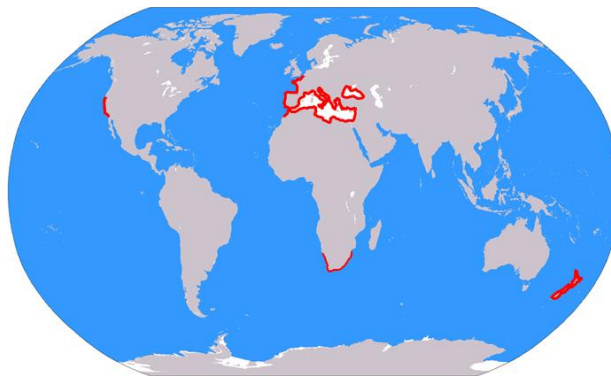


Fig. 4 : répartition géographique de la moule *M. galloprovincialis* dans le monde

I.3.2.7. PÊCHE ET UTILISATION

La moule *M. galloprovincialis* subit une exploitation intense, à partir des bancs naturels et plus encore par aquaculture (mytiliculture). La récolte par chaluts de fond, dragues, râteaux ou à la main.

Cependant, la culture se fait souvent sur des cordes suspendues à des parcs fixes ou à des bouées. Cette espèce est en présence régulière sur les marchés. Elles est utilisée fraîche, réfrigérée, congelée, en conserves ou comme appât ([FISCHER et al., 1987](#)).

Les données fournies dans le graphique (Fig. 5) représentent les statistiques fournies par les états membres de la FAO pour *M. galloprovincialis*.

La production mondiale des moules a été très faible avant les années 80^s (<50.000 t), elle subit une augmentation progressive d'où le maximum atteint dans les années 2000 (>150.000 t). La production actuelle est diminuée, elle ne dépasse pas les 120.000 t.

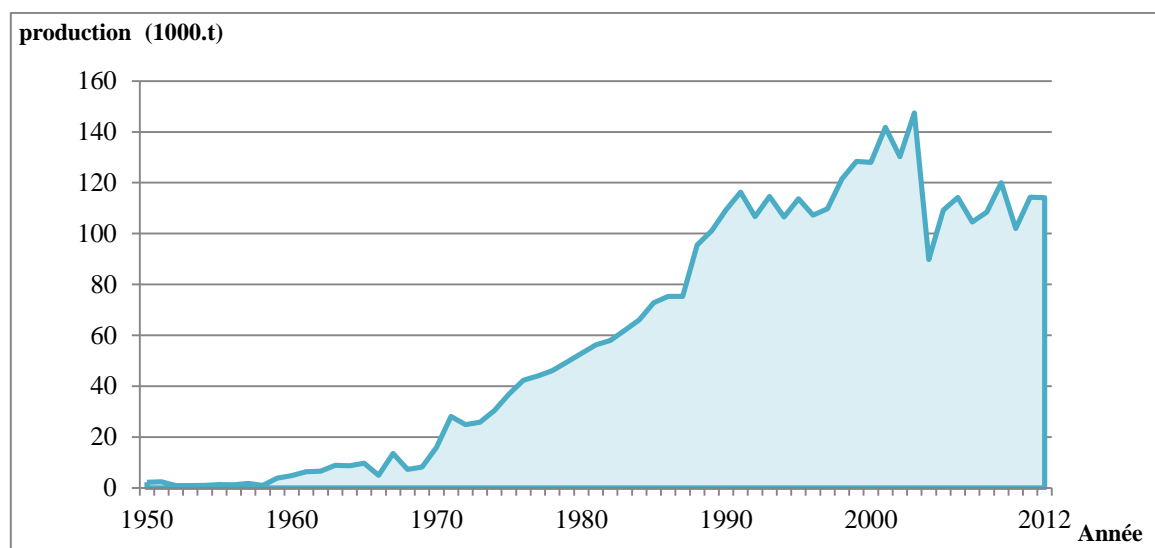


Fig. 5 : La production mondiale de *M. galloprovincialis* (FAO Fishery and Aquaculture Statistic, 2014)²

I.3.2.8. UTILISATION DE *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* COMME UN BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE

En tant que filtreurs, les bivalves sont réputés être de bons indicateurs de pollution et leur utilisation comme bioindicateur remonte au milieu des années 1970 avec la mise en place du premier programme de biomonitoring international : le « Mussel Watch Program » (GAITONDE *et al.*, 2006).

Mytilus galloprovincialis est un bivalve largement reconnu comme bioindicateur de pollution par les métaux traces. La teneur en métaux dépend étroitement de leur biodisponibilité et de leur mode de pénétration (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007). Cette espèce concentre les métaux présents dans l'eau de mer à partir de trois principales formes différentes : (i) la forme dissoute contenue dans l'eau filtrée, (ii) la forme organique contenue dans la nourriture ingérée et (iii) la forme inorganique particulière en suspension dans la colonne d'eau (HUANG *et al.*, 2007).

L'accumulation des polluants dans les coquillages relève bien plus de phénomènes chroniques que d'accidents passagers (CLAISSE, 1992). Surtout que, les moules sont utilisées pour la consommation humaine et sont donc une source potentielle de contaminants pour l'homme (COSSA, 1989).

²<http://www.fao.org>

Les raisons qui font de *Mytilus galloprovincialis* un bon bioindicateur :

1. La capacité de bioaccumulation

Elle accumule des métaux avec un facteur de concentration de 10^3 à 10^5 (COSSA, 1989)

2. Caractère intégrateur d'une espèce

La moule a une espérance de vie relativement grande (AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1999).

3. Critère de représentativité

- L'espèce est sessile et subit des déplacements mineurs au cours de sa vie (COSSA, 1989 ; AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1999).
- Elle s'étend sur un large air de distribution (BELANGER, 2009), elle est résistante au stress pour être présente et permettre la surveillance des milieux les plus pollués (AMIARD-TRIQUET *et al.*, 1999), et elle est euryhalin (COSSA, 1989).

4. Faisabilité de la biosurveillance

Elle a une taille suffisante et elle est en abondance (la collecte et le traitement des échantillons doit être facile) AMIARD-TRIQUET *et al.*, (1999).

I.3.3. COMPARTIMENT OURSIN : *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816)

I.3.3.1. IDENTITÉ

L'espèce *Paracentrotus lividus* (LAMARCK, 1816), dite oursin commun (LUBET, 1959), généralement bien étudié : sa biologie, sa physiologie (REGIS, 1981 ; OZVAROL et TURNA, 2009), sa reproduction (BYRNE, 1990 ; SOUALILI et GUILLO, 2009 ; OURENS *et al.*, 2013), sa dynamique de population (AZZOLINA *et al.*, 1985 ; AZZOLINA, 1988 ; SOUALILI, 2008), son écologie (KEMPF, 1962), son alimentation (VERLAQUE et NEDELEC, 1983 ; HAYA et REGIS, 1995 ; GUILLOU, 2006), sa relation avec le phytobenthos (VERLAQUE, 1987 ; FRANTZIS *et al.*, 1988), et son comportement vis-à-vis de la pollution (HARMELIN *et al.*, 1981 ; DELMAS et REGIS, 1985 ; SOUALILI *et al.*, 2008).

Taxonomie

Selon TORTONESE (1965) ; FISCHER *et al.*, (1987) ; TORTONESE et VADON (1987) la classification de l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816) s'établit comme suit :

Tab. 4 : Systématique de l'oursin commune *Paracentrotus lividus*

Embranchement	Echinodermata
Sous Embranchement	Echinozoa
Classe	Echinoidea
Sous Classe	Regularia
Ordre	Diadematoidea
Sous Ordre	Camarodonta
Famille	Echinidae
Genre	Paracentrotus
Espèce	<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)

I.3.3.2. MORPHOLOGIE EXTERNE

Les Echinides sont une des cinq classes du phylum des Echinodermes, (métazoaires coelomates), phylum d'invertébrés exclusivement marins, *Paracentrotus lividus* est un échinidé benthique qui possède une symétrie pentamère, un corps à forme sphérique plus ou moins aplatie à ses deux pôles (FISCHER *et al.*, 1987).

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

Une aire apicale centrale qui constitue la face dorsale comprend les plaques basales petite au nombre de cinq en position radiaire alterné avec les plaques génitales au nombre de cinq à la position interradiaire, chacune d'elles est percée d'un pore pour évacués les produits génitaux (TORTONESE et VADON 1987), la couronne constituant la face orale est formée de dix doubles rangées de plaque s'étendant de l'aire apicale à l'ouverture du test dans la face inférieure (GRASSE, 1948).

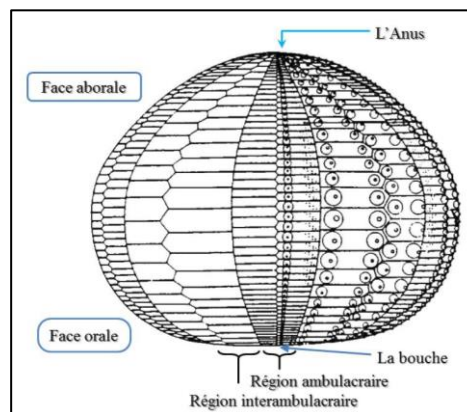


Fig. 6 : Organisation générale du test d'un oursin régulier (De RIDDER, 1986)

Le test hérissé est appelé généralement dermosquelette, et sa rigidité est due aux fibres collagéniques et/ou musculaires qui relient les plaques squelettiques entre elles (De RIDDER, 1992).

Ce test porte différents appendices (Fig. 7) :

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

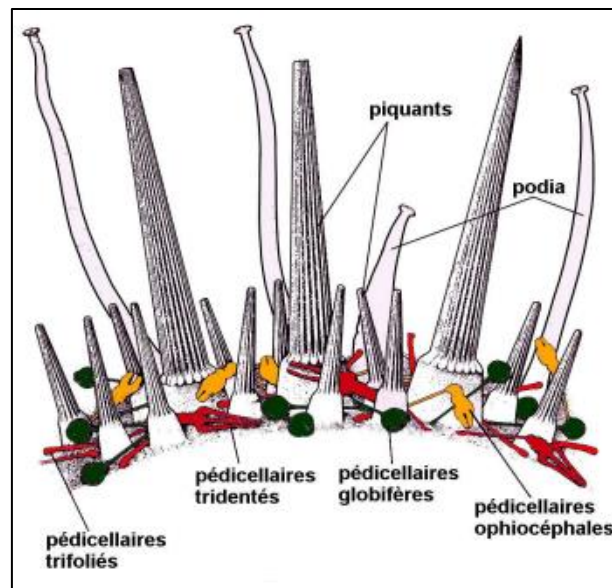


Fig. 7 : les appendices de *P. lividus*³

Coloration

- ✓ Les piquants sont violets, olivâtres ou verts, rougeâtres ou bruns (FISCHER *et al.*, 1987) ;
- ✓ Le test nu vert, à périprocte violet (FISCHER *et al.*, 1987).

La taille de *P. lividus* peut atteindre un diamètre maximum de 70 mm, et les piquants atteignent 30 mm (FISCHER *et al.*, 1987).

Paracentrotus lividus atteint une taille de 35 à 40 mm en 4 ans, bien que, selon REGIS, (1978), cette taille soit atteinte en 10 ans. D'après AZZOLINA (1988), la taille de 50 mm serait atteinte en 7 ans.

I.3.3.3. ANATOMIE INTERNE

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

L'estomac doublé d'un siphon intestinal où la digestion et l'absorption se font au niveau de l'intestin et se termine par un anus dorsal (BEAUMONT et CASSIER, 1978).

L'organe reproducteur est constitué de cinq gonades situées au pôle apical sous les interradius, chacune reliée à l'extérieur par un conduit génital qui traverse le test au niveau des plaques génitales qui entourent l'anus (BOUE et CHANTON, 1978 ; Fig. 8).

Les glandes génitales mâles et femelles ont une même apparence (gonades allongées); à la maturité, les gonades prennent une couleur orangée et rugueuse et émettent un liquide blanchâtre lorsqu'elles sont mûres pour les mâles, alors que les femelles sont d'un orange clair et émettent un liquide orangé (GRASSE *et al.*, 1970).

³ <http://biologie.ffessm.fr/index.php/kit-de-survie-138/echinodermes/echinodermes29-144>

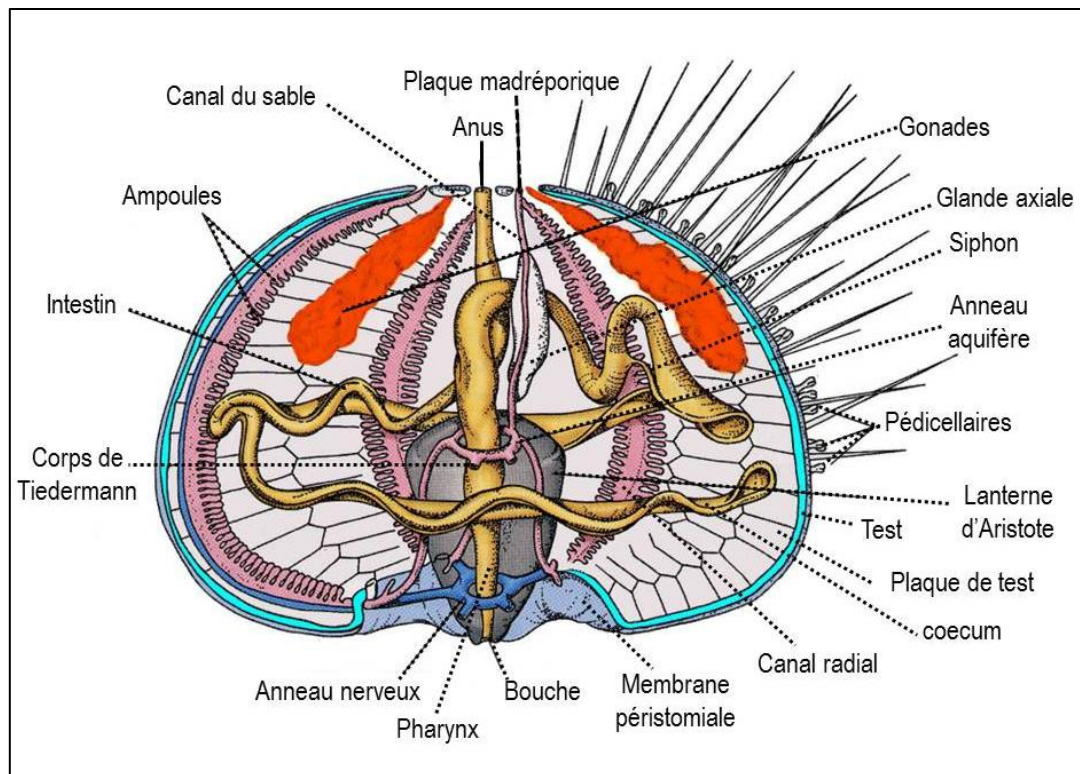


Fig. 8 : Anatomie interne de l'oursin régulier *P. lividus* (GROSJEAN, 2001)

I.3.3.4. PHYSIOLOGIE DE L'OURSIN

➤ Alimentation

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

Il fait preuve d'une certaine sélectivité dans l'herbier à Posidonies (VERLAQUE, 1987). Cette sélectivité dans l'alimentation varie avec sa taille. Ainsi, il passe de la consommation d'organismes de la strate encroûtante épiphyte des rhizomes et des feuilles (faune sessile). Chez les juvéniles aux feuilles et à leurs épiphyte chez les individus de plus 20 mm de diamètre sans les radioles (VERLAQUE, 1987), pour enfin, consommer préférentiellement la partie la plus épiphytée de la feuille (NEDELEC et VERLAQUE, 1984).

➤ Reproduction

Sexualité : *Paracentrotus lividus* est gonochorique (les sexes sont séparés), et ovipare à fécondation externe (WEINBERG, 1996).

Cycle de reproduction : La reproduction suit un cycle annuel. La gamétogénèse se déroule au niveau des gonades. Le développement des gonades a lieu durant l'été et l'automne, la maturation se déroule le long de l'hiver. Les gamètes sont ensuite libérés au printemps, début de l'été (WEINBERG, 1996). Les pontes chez *P. lividus* n'interviennent pas à la même période, ni d'une année à l'autre pour un même site, ou d'un site à l'autre (BYRNE, 1990). La ponte a lieu d'une manière générale du printemps jusqu'à la fin de l'été. En Méditerranée existe deux pontes : la première en printemps (Mars à Juin), et la seconde à la fin de l'été et s'étend jusqu'en automne (Août à Octobre) (FERNANDEZ, 1996 ; GUETTAF, 1997 ; SOUALILI, 2008 ; Tab. 5).

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

Tab. 5 : Période et nombre de pontes par an de *Paracentrotus lividus* dans les cotes algériennes

Référence	Région	Période de ponte	Type de substrat
SOUALILI, (2008)	Alger plage	Juin à Septembre	Roches avec Macrophytes
	Sidi Fredj	Juillet à Décembre	Herbier à <i>P. océanica</i>
	Tamentfoust	Avril à Décembre	Roches avec Macrophytes et <i>Posidonia oceanica</i>
ADDA NEGGAZ, (2008)	Mostaganem	Novembre et Décembre Janvier à Mai	Algues photophiles
SAHNOUN, (2009)	Mostaganem	Novembre à Juin	Roches avec macrophytes
DERMECHE, (2010)	Mostaganem	Février à Mars	Algues photophiles
	Madagh (Oran)		Herbier à <i>P. océanica</i>
BOUKHELF, (2012)	Mostaganem	Mars à Mai	Roches avec macrophytes
		Août à Novembre	Algues photophiles et posidonie

I.3.3.5. ÉCOLOGIE DE L'OUSIN

➤ Habitat

Paracentrotus lividus se rencontre dans l'étage infralittoral entre 0 et 30 m, à des profondeurs allant jusqu'à 80 m (FISCHER *et al.*, 1987 ; TORTONESE et VADAN, 1987). En Méditerranée, les eaux profondes sont presque isothermes tout au long de l'année (12 à 14° C), de sorte que la température n'est pas un facteur limitant. En conséquence, l'absence de *P. lividus* à de grandes profondeurs est le résultat d'autres facteurs (YOUNG *et al.*, 1997), éventuellement facteurs biotiques tels que la prédation (BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2013).

Il se trouve surtout dans des habitats de substrat dur (roche ou gravier recouvertes d'algues photophiles) et dans l'herbier à *Posidonia oceanica* et *Zostera marina* (BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2013).

Par ailleurs, l'oursin a été signalé aussi sur des substrats meubles tels que le sable ou coralligènes et les fonds détritiques (FISCHER *et al.*, 1987 ; ZAVODNIAK, 1987).

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

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

Cependant, le maximum de densité de *P. lividus* se trouve dans les premiers mètres d'eau. Du fait que l'intensité de l'hydrodynamisme et l'orientation des surfaces du substrat sont des facteurs qui conditionnent sa distribution (SOUALILI, 2008). La densité moyenne des individus augmente au fur et à mesure que l'on se rapproche de la source de pollution domestique, avec une diminution de la taille des spécimens (DELMAS et REGIS, 1985 ; BAYED *et al.*, 2005).

➤ **Température et salinité**

Paracentrotus lividus est particulièrement fréquent dans les eaux méditerranéennes de températures hivernales variées de 10 à 15 °C et les températures estivales de 18 à 25 °C. Dans la Manche, les températures létales inférieures et supérieures sont de 4 °C et 29 °C (TORTONESE, 1965 ; ALLAIN, 1975 ; Le GALL *et al.*, 1990 ; FERNANDEZ et CALTAGIRONE, 1994 ; FERNANDEZ, 1996). Cet oursin est sensible à des salinités faibles (≤ 15 à 20 p.s.u) et élevées (≥ 39 à 40 p.s.u) pour une exposition à long terme (Le GALL *et al.*, 1989).

➤ **Prédation**

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

➤ **Mouvement et migrations**

Paracentrotus lividus présente souvent des mouvements migratoires à l'échelle locale tous les jours (BARNES et CROOK, 2001). Les populations méditerranéennes et atlantiques de l'oursin *P. lividus* présentent généralement une activité nocturne (HEREU, 2005). Ils recherchent un habitat bien structuré où ils peuvent trouver à la fois un abri et la nourriture (PINNA *et al.*, 2012). Les individus dans les herbiers à *P. oceanica* migrent beaucoup moins que ceux sur les substrats rocheux (BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2013). De plus, les individus migrent de plus en plus des zones peu profondes vers des habitats profonds 10 à 20 m (LECCHINI *et al.*, 2002).

Le mouvement de l'oursin *P. lividus* peut être affecté par : l'hydrodynamisme (BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2013), la nature de la nourriture disponible (RICO, 1989) et l'abondance de poissons prédateurs (HEREU, 2005). La distance parcourue par un individu n'est pas influencée par la taille du corps, la profondeur ou de la saison (BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2013). Cette distance peut atteindre 40 cm/h (HEREU, 2005).

L'oursin *P. lividus* ne montre pas un comportement de *Homing* clair (HEREU, 2005).

➤ Croissance

La croissance somatique de *P. lividus* semble être liée principalement à la température de l'eau, la qualité des aliments et le développement des gonades (FERNANDEZ, 1996).

En Méditerranée, la croissance est maximale entre 12 et 18° C au printemps, parfois à l'automne, et peu en hiver (TURON *et al.*, 1995).

La longévité maximale dépasse 13 à 15 ans (TOMŠIĆ *et al.*, 2010).

I.3.3.6. DISTRIBUTION GÉOGRAPHIQUE

L'oursin comestible *Paracentrotus lividus* est distribué dans toute la Méditerranée et dans le Nord-Est de l'Atlantique, de l'Ecosse et de l'Irlande, le sud du Maroc et les îles Canaries, y compris les Açores (TORTONESE et VADON, 1987 ; BOUDOURESQUE et VERLAQUE, 2013). En Méditerranée occidentale, cet oursin est très abondant, ainsi qu'en Mer adriatique (Fig. 9).



Fig. 9 : Carte de répartition géographique de *P. lividus*

I.3.3.7. PÊCHE ET UTILISATION

L'oursin comestible *Paracentrotus lividus* est l'oursin le plus important d'un point de vue commercial, car il est très apprécié (FISCHER *et al.*, 1987). Toutefois, les gonades femelles sont beaucoup plus recherchées que celles des mâles (KEMPF, 1962).

En 1983, l'oursin entre dans la catégorie des « produits de luxe » en France, et en 1985 il occupe la 20^{ème} place en valeur pondérale (0,83 %) et la 23^{ème} place en valeur économique (0,90 %) sur une liste de 33 espèces (CAMPILLO, 1986).

Dans les annuaires statistiques de la F.A.O (2014), la pêche de ces échinodermes se fait à des quantités trop faibles, vu que certains pays ne figurent pas dans ces annuaires et sachant, par ailleurs, que les oursins ont maintenant leur propre rubrique dans les statistiques des pêches maritime (F.A.O, 2014)⁴.

⁴www.fao.org

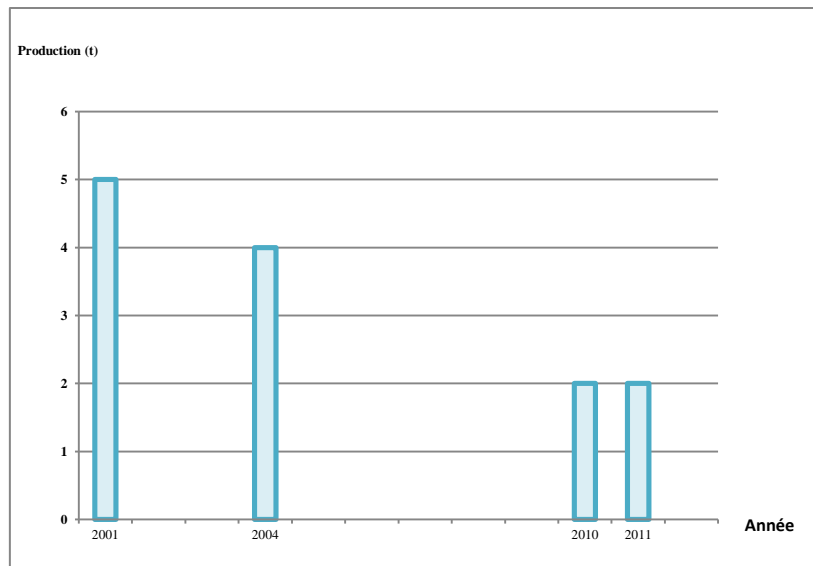


Fig. 10 : La production mondiale de *P. lividus* (FAO Fishery and Aquaculture Statistic, 2014)⁴

I.3.3.8. UTILISATION DE *P. LIVIDUS* COMME UN BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE

Les oursins possèdent les caractéristiques recherchées chez un bioindicateur : (i) ils sont sessiles ou ne se déplacent que sur de courtes distances, (ii) sont faciles à capturer et à identifier et (iii) comptent parmi les espèces prédominantes de la macrofaune benthique de nombreux écosystèmes marins (WARNAU *et al.*, 2006). De plus, (iv) le régime alimentaire spécifique de cet organisme (brouteur), ils peuvent fournir des renseignements précieux sur les transferts trophiques des différents polluants étudiés (DEN BESTEN *et al.*, 2001 ; WARNAU *et al.*, 2006).

Des travaux effectués sur l'espèce *Paracentrotus lividus* ont révélé une grande capacité de concentration des métaux traces chez cette espèce, notamment pour le Manganèse, le Fer, le Plomb et le Zinc. La capacité à concentrer les métaux traces dans leurs tissus, gonades et fluides corporels (DABY, 2006) et la résistance à des niveaux élevés de métaux traces propose l'espèce *P. lividus* comme bioindicateur des métaux traces dans le milieu marin (AUGIER *et al.*, 1989 ; DELMAS, 1992 ; SAN MARTIN, 1995.b ; DABY, 2006).

I.4. ARGUMENTAIRE SUR LES MÉTAUX TRACES PRIS EN COMPTE

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

On appelle en général « Métaux Lourds » les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g/cm³ (HOLLEMAN et WIBERG, 1985).

La classification des métaux lourds est souvent discutée car certains métaux ne sont pas particulièrement « lourds » : cas du Zinc, et certains éléments ne sont pas tous « des métaux » : cas de l'Arsenic. Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation « Métaux Lourds », l'appellation « Éléments en Traces Métalliques », « Éléments Traces » ou encore « Métaux Traces » (CHIFFOLEAU *et al.*, 2001).

I.4.1. LE CUIVRE

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

Dans 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).

Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait 40 à 90 % du cuivre (ATSDR, 1990). Le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus : (i) complexation avec des ligands organiques ou minéraux, (ii) adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulaires, (iii) bioaccumulation, (iv) présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}) et des sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-}) et (v) échange entre les sédiments et l'eau (DAMERON et HOWE, 1998).

Le cuivre étant rapidement adsorbé sur les sédiments riches en ligands, tels qu'hydroxydes de fer et de manganèse (ALZIEU *et al.*, 1999).

Le cuivre est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques : la formation d'hémoglobine (CLAISSE, 1992), la maturation des polynucléaires neutrophiles, la respiration cellulaire et la pigmentation, et il joue le rôle de cofacteur spécifique des enzymes et métalloprotéines oxydatif (OMS-IPCS, 1998).

Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine (CASAS, 2005).

La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. Les caractéristiques physicochimiques du milieu (*pH*, dureté, teneurs en autres inorganiques) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques. Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique (CASAS, 2005 ; BAE et FREEMAN, 2007). Les mollusques bivalves bioaccumulent fortement le cuivre, les teneurs en cuivre sont plus faibles chez les moules qui les régulent fortement (ALZIEU *et al.*, 1999).

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

I.4.2. LE ZINC

Le zinc est un oligoélément indispensable au métabolisme des êtres vivants (CASAS, 2005 ; KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007) et particulièrement comme coenzyme (CASAS, 2005). Il joue également un rôle important dans la synthèse des acides nucléiques et la protection immunitaire (ALZIEU *et al.*, 1999).

Le zinc existe dans l'eau de mer sous diverses formes : ion hydraté ($Zn(H_2O)^{2+}_n$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et zinc adsorbé sur la matière solide (CASAS, 2005).

Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire en raison de l'action protectrice des ions calcium (ALZIEU *et al.*, 1999), bien qu'il agisse à de fortes concentrations sur la reproduction et la croissance des larves d'huîtres (CLAISSE, 1992 ; ALZIEU *et al.*, 1999 ; CASAS, 2005 ; KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007).

L'absorption de zinc par l'homme à travers son alimentation ne semble pas présenter de toxicité particulière (CLAISSE, 1992).

Materials & Methods



II.1. PRÉSENTATION DES ZONES D'ÉTUDES

II.1.1. PRÉSENTATION DE LA ZONE DE MOSTAGANEM

Mostaganem est situé dans le golf d'Arzew sur le méridien de Greenwich et 36° Nord. Ce golf s'étend du Cap Ivi (36° 07' 3,03" N ; 00° 13' 00" W) au Cap Carbon (35° 54' 32,35" N ; 00° 20' 18,62" W).

On rencontre l'embouchure de l'oued Cheliff formé de sables et d'alluvions, puis à environ sept milles, la ville de Mostaganem.

Ensuite s'étend une longue plage sableuse en arc de cercle se terminant sur le grand port méthanier de Béthioua (Arzew).

La côte rocheuse remonte au Nord jusqu'aux îlots d'Arzew et se prolonge vers l'Ouest jusqu'au Cap Carbon (SELLEM, 1990).



Fig. 11 : Localisation géographique de golf d'Arzew (Google Earth, 2010)

II.1.1.1. GÉOMORPHOLOGIE

Le plateau continental du golf d'Arzew, qui constitue le principal habitat de ressource dans la région, est relativement étroit à l'instar de la plupart des zones du bassin méditerranéen (CAROCCI, 2002).

II.1.1.2. SÉDIMENTOLOGIE

Dans la zone infralittorale, le calcaire est le constituant majeur des sédiments, sous la forme d'un tapis de sables graveleux recouvrant tout le plateau continental ; par contre, les sédiments siliceux sont faiblement représentés. Les vases calcaréo-siliceuses, qui couvrent une importante superficie du littoral, sont très riches en débris de roches et en coquilles fraîches et transparentes, alors que les boues argilo-siliceuses ne représentent qu'un faible pourcentage en bordure de cette zone (LECLAIRE, 1972).

II.1.1.3. FACTEURS HYDRODYNAMIQUES

Ce littoral est baigné par des eaux d'origine atlantique. La circulation apparaît très turbulente le long de cette côte. Ces turbulences favoriseraient la dispersion d'éventuelles sources de pollution et permettent un développement relativement important de toute la chaîne alimentaire (MILLOT, 1989).

Au niveau du littoral oranais, se produit un contrecourant issu d'une branche du courant atlantique « appelé courant algérien par MILLOT, (1989) » qui plaque cette branche contre le littoral, ce qui permet le déplacement de la fraction fine dans le fond et crée une extension de la grande vasière vers le secteur de Mostaganem (AMOKIES, 1993).

II.1.1.4. ÉTAT DE LA POLLUTION DANS LE GOLF D'ARZEW

Mostaganem fait partie du golfe d'Arzew, donc soumise à différents types de rejets d'eaux usées (urbaines et/ou industrielles) de différentes origines (Tab. 6 et 7). En effet c'est au niveau de cette frange côtière du pays que s'implante le plus grand complexe pétrochimique d'Afrique (Zone industrielle d'Arzew). Cette zone industrielle regroupe les industries de liquéfaction de gaz naturel (G.N.L.), des industries pétrochimiques et de petites unités industrielles comme la centrale thermique, le port pétrolier et la raffinerie d'Arzew (BOUKHELF, 2007).



Fig. 12 : Pollution par : (a) les rejets industriels (port), (b) les huiles en rouge et (c) les rejets urbains au niveau Mostaganem (photo GUENDOUI, 2014 ©)

Tab. 6 : Rejets d'eaux usées dans nos zones d'études et leurs localisations
(BOUKHELF, 2007)

Commune	Nombre de rejets		Volume d'eaux usées		Localisation des points de rejets
	urbains	industriels	urbains	industriels	
Mostaganem	03	Non estimé	16881 m ³ /j	Non estimé	A l'extérieur du port de Mostaganem
	01				Sidi Mejdoub (kharouba)
B. A. Ramdane ex. Willis	01		281 m ³ /j		Oued Chegga

Certains rejets ne sont pas mentionnés car leur débit journalier n'a pas été comptabilisé. Leurs rejets rejoignent directement le réseau d'assainissement public qui se déverse en mer, qui est le rejet d'Oued El Ain El Safra (BOUKHELF, 2012).

Tab. 7 : Principales unités industrielles et leurs rejets (BOUKHELF, 2007)

Entreprise	Volume rejeté (m ³ /j)	Lieu de rejets
SOACHLORE (unité d'électrolyse)	2040	Vers la mer directement
SOGIPEC « papeterie »	180	Vers la mer directement
ENA SUCRE	260	Vers la mer directement
UNITE AVICOLE DE BOUGURAT	Non estimé	Réseau d'assainissement puis à la nature
Ets. HADJ SAHRAOUI Med MEGISSERIE : tannage de peau	200	Réseau d'assainissement puis à la nature
Sarl. YAOURT-DAHRA (AISSAOUI NOUREDDIN)	Non estimé	Réseau d'assainissement

D'autres unités qui ne sont pas mentionnées dans le tableau, et qui sont implantées dans cette ville. On peut citer, entre autres (DERMECHE, 1998) :

- L'Entreprise Nationale de la Cellulose et du Papier (CELPAP ex. SONIC) : Située entre la partie Ouest de la ville de Mostaganem à proximité de la Côte Salamandre. Le complexe rejette une quantité importante d'eaux usées en particulier celles provenant de la fabrication de la cellulose, des machines à papier de l'électrolyse de saumure
- L'Entreprise Nationale de Sucre (ENASUCRE) « Unité de Raffinage du sucre ; Mostaganem » : située dans la partie Ouest de la ville de Mostaganem, les rejets de l'usine qui devraient passer par la station d'épuration sont acheminés vers la mer sans aucun traitement atteignant un volume estimé à 220 m³/j.
- La Société Algérienne d'Accumulateurs (SAAC) : Située dans la zone urbaine de Mostaganem et dans la partie Sud-Est de la ville. Cette unité fabrique des accumulateurs à plomb ; les eaux rejetées en provenant de la chaîne de fabrication, du lavage des équipements et les sols rejoignent le réseau d'assainissement de la ville.

II.1.2. PRÉSENTATION DE LA BAIE D'ALGER

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte algérienne entre les longitudes Est : de 03°01'00" E à 03°14'30" E et les latitudes Nord : de 36°44'30" N à 36°49'15" N. De forme semi-circulaire et avec une superficie approximative de l'ordre de 180 Km², elle s'inscrit en creux dans la plaine de La Mitidja. Elle est délimitée par deux caps, La Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest et le cap Matifou (Tamentfoust) à l'Est ainsi que par la Méditerranée occidentale au Nord. Deux Oueds se déversent dans la baie d'Alger, ce sont Oued El Hamiz et Oued El Harrach (Fig. 13).

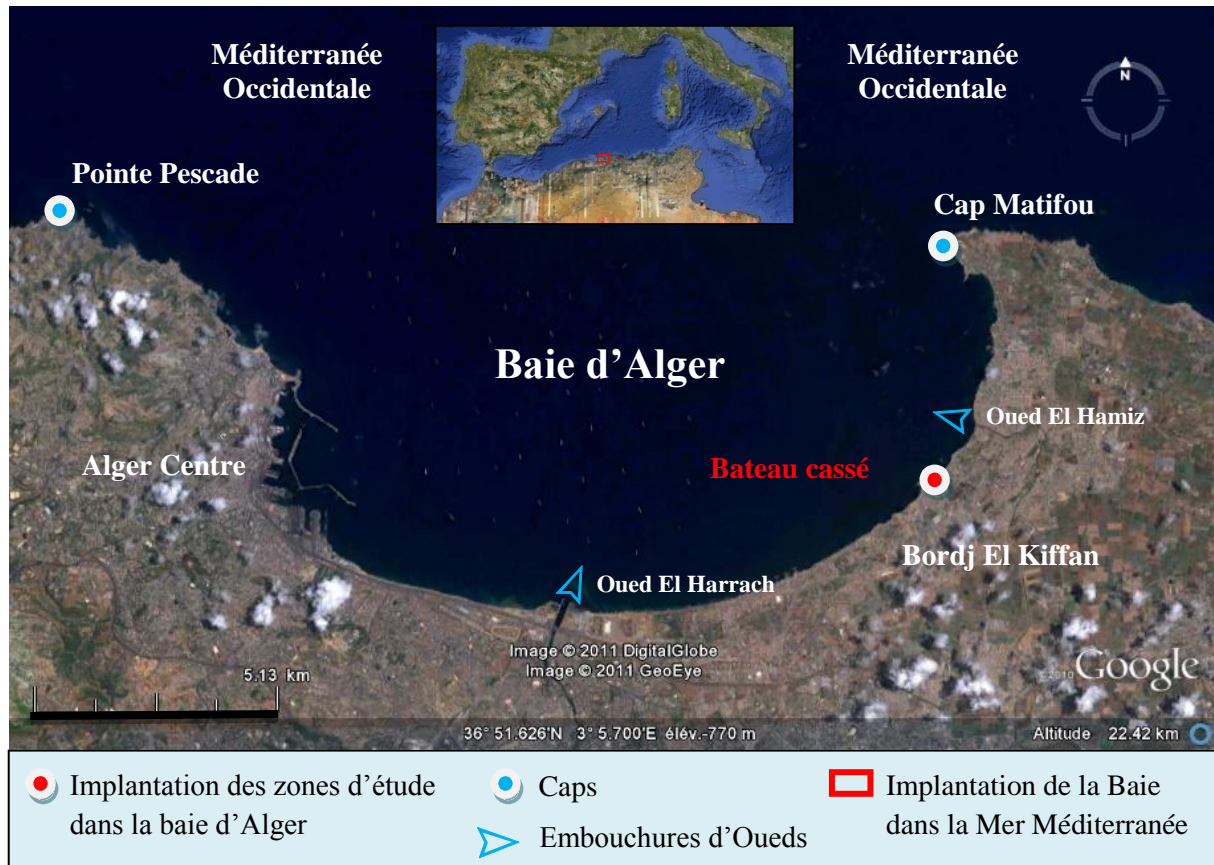


Fig. 13 : Situation géographique de la baie d'Alger (Google Earth, 2011)

II.1.2.1. GÉOMORPHOLOGIE

Le plateau continental de la baie d'Alger est large d'environ 9 km. Cependant, aux deux points extrêmes de la baie, on constate qu'il se réduit à une largeur maximale de 1 km. Le fond de la baie est en pente douce uniforme de l'isobathe 0 m à celle des 100 m (PAC, 2004).

II.1.2.2. SÉDIMENTOLOGIE

Les travaux de sédimentologie sur la nature des fonds en baie d'Alger, comparativement aux autres baies et golfes de la côte algérienne, sont nombreux et détaillés. LE DANOIS (1925) ; CAULET (1972) ; LECLAIRE (1972) et MAOUCHE (1987) sont les principaux auteurs qui ont abordé l'étude de la couverture sédimentaire de la baie.

Ils ont mis en évidence ce qui suit (fig. 14) :

- La distribution bathymétrique des sédiments de la côte vers le large selon un gradient d'envasement croissant ;
- La présence de sables fins, essentiellement d'origine terrigène, occupant les petits fonds de la baie ;
- Des zones sédimentaires de transition : les sables envasés et les vases sableuses, assurant le passage progressif des sables fins infralittoraux aux vases pures ;
- Des vases pures dans la partie centrale et septentrionale de la baie qui témoignent d'un important envasement de ce secteur.

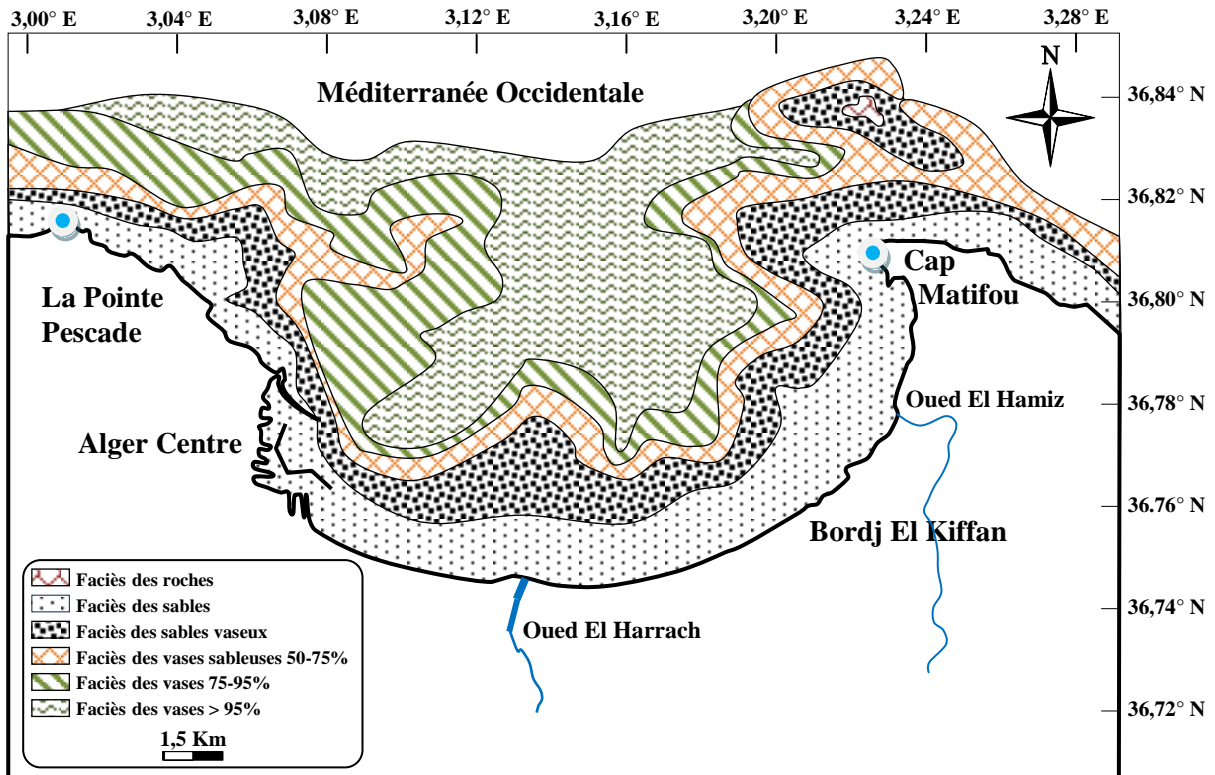


Fig. 14 : Nature du fond de la baie d'Alger (MAOUCHE, 1987, modifiée)

II.1.2.3. FACTEURS HYDRODYNAMIQUES

➤ LES HOULES

D'après LECLAIRE (1972), le régime saisonnier se caractérise par deux directions privilégiées :

En hiver, les houles prédominantes sont W.N.W (pour plus de 80 %) avec une période moyenne de 8 à 9 secondes. Des périodes pouvant atteindre parfois 13 secondes ont été relevées lors des grandes tempêtes ;

En été, la houle de direction N.N.E. se caractérise par une période moyenne plus faible de 6 à 7 secondes et des amplitudes moins élevées de 0,5 à 1 m. 50 % de ces houles ont une période de 6 à 9 secondes et n'atteignent que très rarement 3 m d'amplitude.

➤ LES COURANTS

Il existe un courant général rentrant par le détroit de Gibraltar se dirigeant vers l'Est. Ce courant reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s au large des côtes algérienne (LEM, 2006).

Les courants côtiers les plus significatifs sont dus à la houle. Les courants le long des côtes algériennes sont généralement faibles en direction Ouest et Est. Les courants côtiers dominants ont une vitesse de 0,25 m/s environ 75 % du temps. Elle est, 24 % du temps, inférieure à 0,5 m/s et seulement 1 % du temps supérieure à 1m/s (In AICHIU *et* ECHCHATABI, 2006).

La dérive littorale est présente lorsque la houle atteint la côte avec une certaine obliquité (Fig. 15). La vitesse du courant est maximale pour un angle d'incidence de 50° à 60°. Lorsque la houle est oblique, le jet de dérive se fera dans la direction de la propagation. Par contre, le retrait des eaux se fera dans le sens de la plage (OTTMANN, 1965).

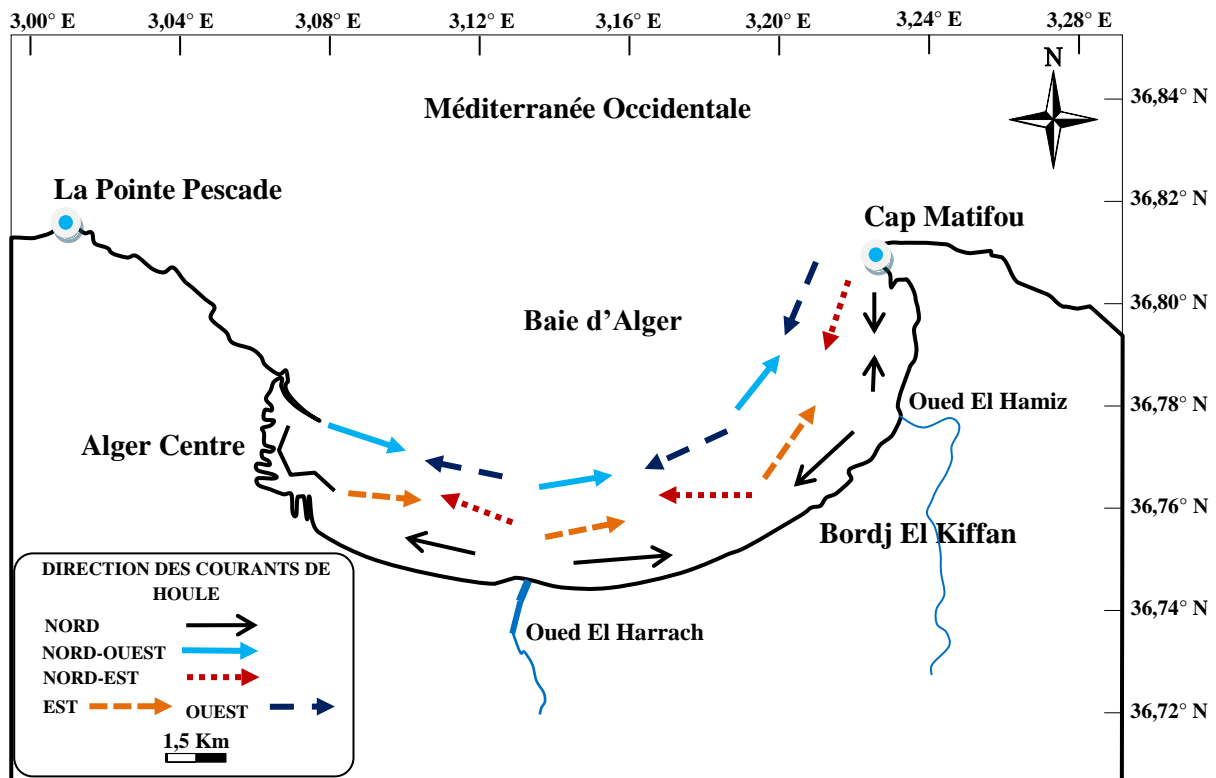


Fig. 15 : Schéma synthétique de la dynamique littorale dans la baie d'Alger (BELKESSA, 2005, modifiée)

II.1.2.4. ÉTAT DE LA POLLUTION DANS LA BAIE D'ALGER

La baie d'Alger est soumise aux perturbations anthropiques de différentes origines causées par une population humaine de plus de 4,3 millions d'habitants qui vivent dans la métropole d'Alger. En outre, près de 1000 entreprises exercent dans différents domaines et se partagent cette baie : métallurgie, pétrochimie, production pharmaceutique, électriques et électroniques, alimentation, production de papier, etc. (PAC, 2005 ; Tab. 8 et Fig. 16).

Deux oueds se jettent dans la baie d'Alger, l'oued El Hamiz et l'oued El Harrach. Ce dernier draine les eaux usées domestiques et industrielles surtout de la ville d'Alger qui ne sont traitées qu'à 8% et sont déversées directement dans la baie (PAC, 2005).

Selon le Dr MITSUO YOSHIDA, conseiller supérieur à l'Agence de coopération internationale japonaise (JICA), la mauvaise qualité de l'eau de l'oued El Harrach dépasse de 400 fois les normes établies par l'organisation mondiale de la santé (OMS)¹.

Tab. 8 : Quelques activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005)

Zone industrielle	Unité industrielle	Nature de l'activité
Port d'Alger	COGRAL Filiale ENCG HRSA/UP5	Raffinage des huiles et fabrication de savon
	Centrale thermique	Production d'électricité
	COGRAL RSA/UP6	Production d'huile et de savon
Oued El Harrach	Parfumerie et Cosmétique de l'Oasis	Fabrication de parfum et cosmétique
	EPBH	Fabrication de boissons gazeuses et bières
	ENPC TP1G	Transformation de plastique
Oued Smar	ENPEC	Fabrication d'accumulateurs de démarrage de plomb
	SIAD	Production de détergents
	Complexe de levure ERIAD	Production de levure
	ENAP	peinture, vernis, diluants et colles
	Arômes d'Algérie	Émulsion 10 t, Essences 3 t/an, Arômes 2 t/an

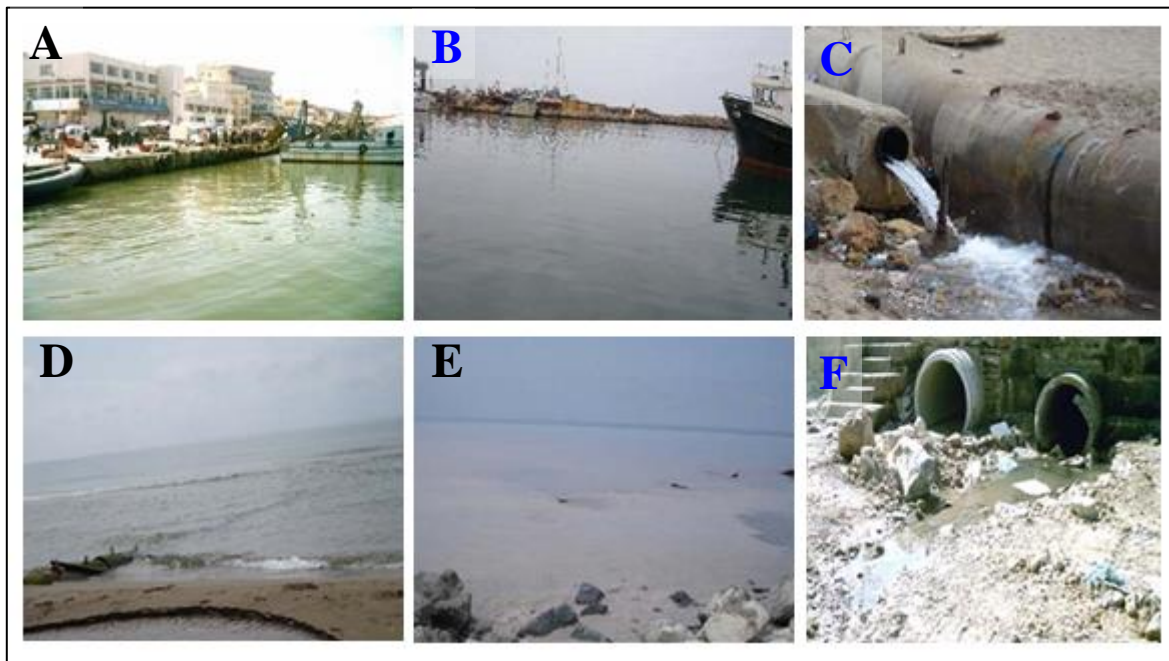


Fig. 16 : (A, B et C) : Pollution par les huiles, rejets industriels et urbains au niveau du port d'Alger ; (D, E et F) rejets industriels « Tache blanche » (HOUMA et al., 2009)

¹ <http://elmouja.over-blog.com>

Le port d'Alger constitue une source inépuisable de pollution qui, au-delà de son activité portuaire même, reçoit un grand nombre d'égouts (24 égouts) qui drainent les eaux usées de la ville d'Alger et dont l'influence est étalée dans l'espace et le temps (permanente). De plus des pollutions ponctuelles très localisées sont engendrées par les navires en rade dans la baie (APPL, 2010)².

La station de dessalement de l'eau de mer d'El-Hamma (Alger) présente un danger sur l'écosystème marin dans la baie. Des activités intensives de dessalement d'eau de mer provoquent le développement de saumures qui entraînent la destruction de précieuses régions côtières (LOUNIS et BELHADJAÏSSA, 2005).

Les apports des émissaires urbains situés dans le secteur de Hussein-Dey ont eux aussi une forte influence sur la qualité du milieu marin de la baie (APPL, 2010)².

En 2004, la baignade a été interdite au niveau de 46 plages dans la baie. L'écosystème marin a été gravement touché par la pollution, et une diminution de la biodiversité de 14% pour les espèces de grand intérêt écologique a été signalée (PAC, 2005).

À partir de ces données on peut conclure que la baie d'Alger est un milieu pollué ou du moins perturbé (PAC, 2005).

II.2. PROTOCOLE DE PRÉLÈVEMENT ET STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

II.2.1. SITES DE PRÉLÈVEMENT

Le facteur majeur qui commande le choix des sites de prélèvement est la présence en abondance des deux espèces bioindicatrices : la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*, afin de pouvoir disposer d'un lot suffisant en provenance du même site pendant toute la durée d'échantillonnage sans risque d'épuiser la ressource.

Tab. 9 : Localisation géographique des stations de prélèvement

Wilaya	Station	Position géographique	Espèce prélevée	Type de substrat
Mostaganem	Sidi Mejdoub	35° 57' 58,14" N 00° 05' 26,80" E	<i>P. lividus</i>	Zone intertidale : Roches avec des algues photophiles.
	Plage ex. Willis	36° 02' 23,05" N 00° 08' 00,26" E	<i>P. lividus</i>	
			<i>M. galloprovincialis</i>	
	Alger	Bordj el Kiffan (Bateau cassé)	36° 46' 01,80" N 03° 13' 15,64" E	
36° 46' 00,25" N 03° 13' 06,91" E			<i>M. galloprovincialis</i>	

² <http://www.appl.dz>

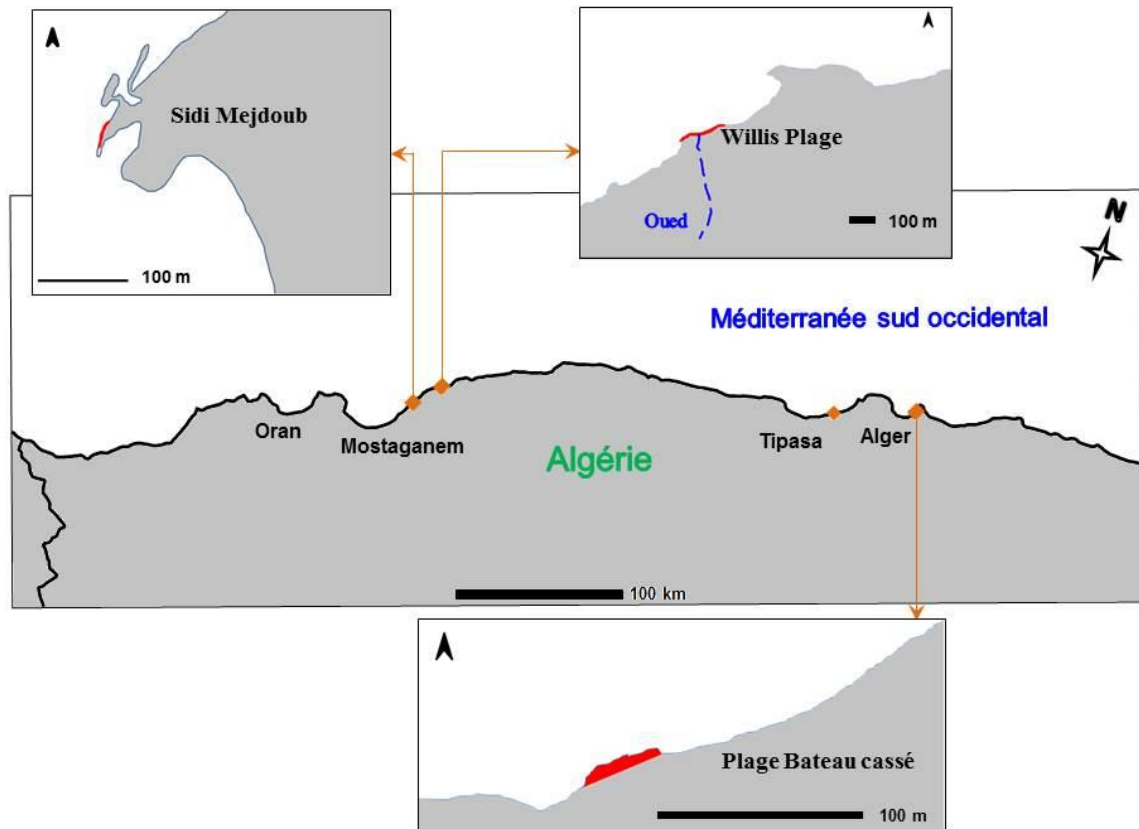


Fig. 17 : Localisation des stations de prélèvement des trois zones étudiées

A. Site I : Mostaganem (Sidi Mejdoub)

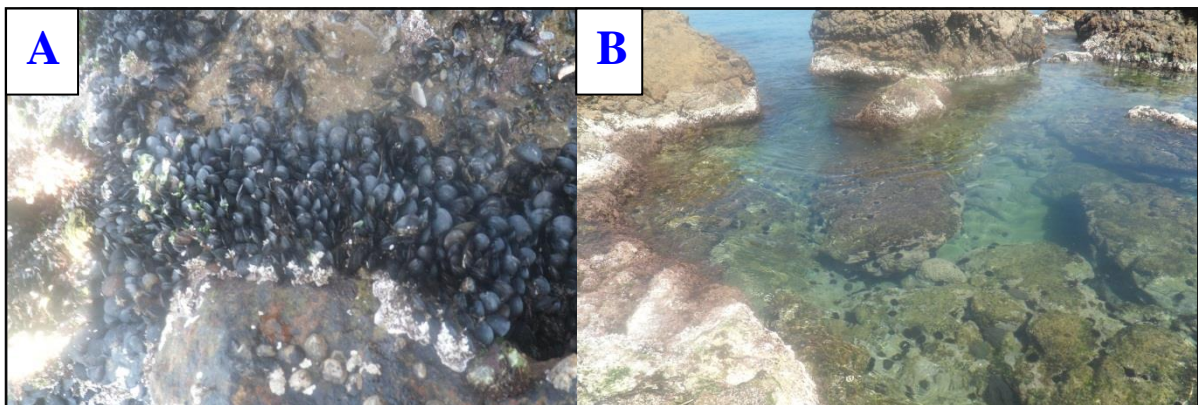


Fig. 18 : Le site de Sidi Mejdoub, (A) : banc naturel de moule, (B) : Oursin *P. lividus* (photo GUENDOUIZI, 2014 ®)

B. Site II : Mostaganem (*La Plage Ben Abdelmalek Ramdane ex. Willis*)

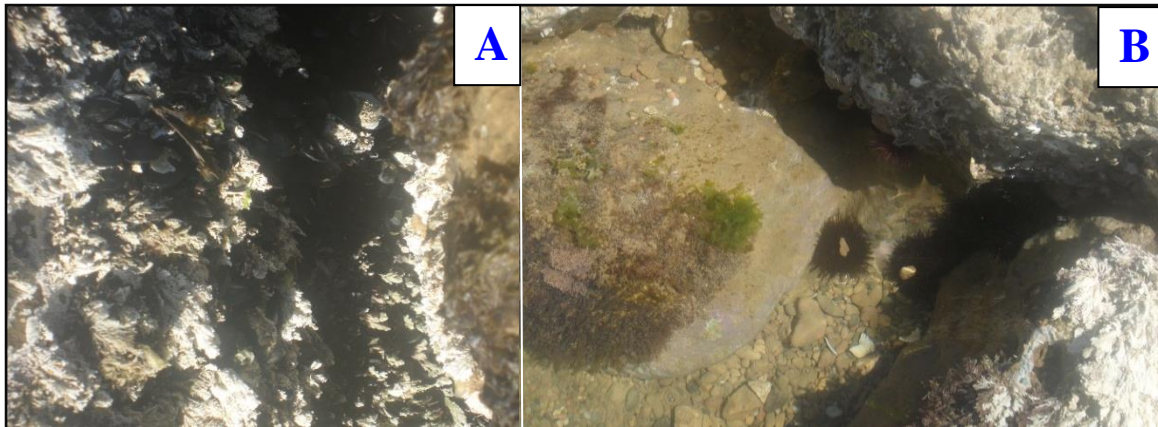


Fig. 19 : Le site de la plage Ben Abdelmalak Ramdane *ex. Willis* (A) : banc naturel de moule, (B) : Oursin *P. lividus* (photo GUENDOUZI, 2014 ©)

C. Site IV : Alger (Bordj el kiffan : Bateau cassé)

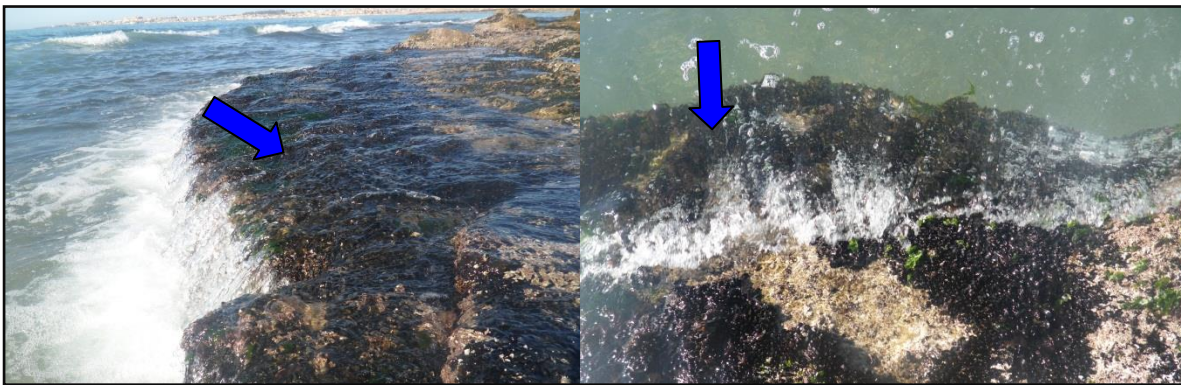


Fig. 20 : Le site de bateau cassé (Bordj el kiffan) « *banc naturel de moule* » (photo GUENDOUZI, 2014 ©)

II.2.2. PRÉLÈVEMENT ET ÉCHANTILLONNAGE

Le maximum de précautions ont été prises pour éviter la contamination des échantillons sur le lieu de prélèvement, pendant le transport et lors de l'analyse.

Dans chaque site nous avons effectué trois séries de prélèvements : (i) les sédiments, (ii) la moule *Mytilus galloprovincialis* et (iii) l'oursin *Paracentrotus lividus* pour le dosage des métaux traces (Cu, et Zn).

II.2.2.1. SÉDIMENT

a. Fréquences de prélèvement

Pour le sédiment, un seul prélèvement, a été effectué en été (mois d'Août), qui selon ANDRAL *et al.*, (s.d), doit être suffisant et représentatif pour le dosage des métaux traces.

b. Prélèvement

Le prélèvement concerne la couche sédimentaire superficielle, généralement le premier centimètre (CLAISSE, 2007).

c. Échantillonnage

Le prélèvement que l'on a réalisé ; concerne la couche sédimentaire superficielle, généralement le premier centimètre en référence à [CLAISSE, \(2007\)](#).

L'étude des métaux traces est habituellement portée sur la fraction fine du sédiment en raison de l'affinité des métaux traces avec les particules fines (argiles, matière organique et oxydes de Fer et de Manganèse).

d. Indice de contamination ($IC_{séd.}$)

Pour la présente étude, les analyses des métaux traces dans le sédiment ont porté sur la comparaison des concentrations par rapport aux valeurs de référence. En calculant pour chaque site donné et par métal, un indice de contamination ([BELAMIE et PHELIPPOT, 1982](#)) égale à :

$$IC_{séd.} = \frac{\text{Concentration observée}}{\text{Concentration normale}}$$

Et un indice moyen (IC_m) :

$$IC_m = \frac{1}{n} \sum IC_{séd.}$$

n est le nombre des métaux traces analysés.

L'interprétation de l'indice de contamination est consignée dans le tableau 10.

Tab. 10 : L'interprétation des valeurs de l'indice de contamination ($IC_{séd.}$) ([ABRMC, 1984](#))

$IC_{séd.}$	Observations
$IC_{séd.} < 3$	Zone de référence
$3 < IC_{séd.} < 10$	Zone polluée
$IC_{séd.} > 10$	Zone très polluée

Pour $IC_m > 2$: il y a un début de contamination ([BELAMIE et PHELIPPOT, 1982](#) ; [MARCELLIN et al., 2009](#)).

☞ Valeur de référence (bruit de fond)

L'interprétation et l'évaluation de la contamination d'un sédiment reste tributaire d'une connaissance des teneurs de références, difficile à établir en raison de leur grande hétérogénéité liée aux facteurs géochimiques et lithologiques des sédiments ([BELAMIE et PHELIPPOT, 1982](#)). Par ailleurs, les teneurs de référence doivent être établies à l'échelle régionale sur un site dépourvu de toute pollution anthropique ([BOUST et al., 1981](#)).

Pour l'évaluation de la contamination métallique des sédiments, et en absence d'une zone dépourvue de toute pollution dans la région, s'est posé le choix des teneurs de référence ([SERGHINI et al., 2001](#)).

Selon [VERNET et al., \(1977\)](#) deux méthodes sont possibles pour la détermination des teneurs de référence :

- La moyenne des plus faibles valeurs relevées dans la zone d'étude.
- L'analyse des sédiments d'âge préindustriel prélevés dans une carotte.

Nous avons adopté la deuxième méthode pour définir les teneurs de référence, car les concentrations, destinées à servir de base de comparaison, ont été déterminées par l'étude de carottes atteignant des niveaux suffisamment anciens pour ne pas être influencés par les activités de l'homme, et elles permettent de caractériser un bruit de fond géochimique (ANDRAL *et al.*, s.d).

Les concentrations données comme référence pour les sédiments marins (valeur indicatives) sont celles utilisées par le RNO, (2005).

Tab. 11 : Niveaux de référence des métaux traces (en µg/g) dans un sédiment fin (RNO, 2005)

Métaux essentiels	
Cu	Zn
13,80	90,00

II.2.2.2. LA MOULE *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

La méthode de suivi des moules choisie dans notre étude est effectuée conformément aux recommandations techniques préconisées dans la littérature PEREZ *et al.*, (2000) ; CHIFFOLEAU *et al.*, (2002) ; CASAS, (2005) ; CLAISSE, (2007) ; ROUANE-HACENE, (2013).

a. Fréquences de prélèvement

Quatre prélèvements saisonniers : Décembre (Automne), Février (Hiver), Mai (Printemps), Août (Été).

b. Prélèvement

- Prélever 30 individus de *Mytilus galloprovincialis* par station, de taille comprise entre 35 et 55 mm³.
- Les prélèvements sont effectués en dehors de la période de reproduction des espèces cibles. Pour un point de prélèvement donné, les coquillages sont chaque fois collectés au même endroit.
- Rincer l'extérieur des moules par l'eau de mer sur le lieu de prélèvement.
- Pendant le transport, les moules sont stockées dans une glacière réfrigérée.
- Eliminer les individus morts.
- Epuration au laboratoire : les coquillages vivants sont placés pendant environ 24 heures dans l'eau de mer provenant de la région de prélèvement et préalablement décantée. La couche d'eau recouvrant les coquillages doit être d'au moins 10 cm. Les individus doivent être isolés du fond du récipient utilisé par une grille ou un portoir non métalliques.

³ Cette taille correspondant à des jeunes adultes d'environ 18 mois (CLAISSE, 2007 ; ANDRAL *et TOMASINO*, 2010).

c. Les paramètres biométriques

Réaliser des mesures biométriques à précision de 1/10 mm près à l'aide d'un pied à coulisse pour déterminer :

- *La longueur de la coquille (L)* : mesure maximale de l'axe antéro-postérieur
- *La hauteur de la coquille (H)* : mesure maximale de l'axe dorso-ventral
- *L'épaisseur de la coquille (E)* : mesure maximale de l'axe latéral

Les valeurs obtenues par lecture directe avec un pied à coulisse, elles sont sujettes à erreur, ainsi ces variables sont aléatoires. Dans ce cas, le modèle de régression qu'on a utilisé est celui de l'axe principal réduit (SCHERRER, 1984). Nous avons corrélé ces variables au moyen du modèle puissance :

- Relation entre la longueur (L) et la hauteur (H) de la coquille : $H = a.L^b$
- Relation entre la longueur (L) et l'épaisseur (E) de la coquille : $E = a.L^b$
- Relation entre la hauteur (H) et l'épaisseur (E) de la coquille : $E = a.H^b$

Avec a et b : paramètres d'équation.

d. Échantillonnage

- Dix individus sont pesés chacun séparément à 1/10 mg près de précision pour déterminer le poids humide total. P_t = poids de la coquille + poids de corps mou.
- Décoquiller les moules à l'aide d'un scalpel en acier inoxydable.
- Egoutter la chair pendant 30 min : la chair est mise à égoutter sur un entonnoir de Buchner en porcelaine protégé par une feuille d'aluminium calcinée⁴ afin d'éliminer l'écoulement cytoplasmique ; Trois répliques sont réalisés pour les 10 individus.
- Peser chaque lots de 10 individus avec précision de 1/10 mg près pour déterminer le poids humide de corps mou (P_{cm})
- la chair égouttée doit être placée dans des piluliers préalablement traités et qui ne doivent être remplis qu'au 3/4 et fermés par une feuille d'aluminium calcinée avant la pose du bouchon.

e. Indice de condition (Indice de WALNE et MANN)

Dans le but de calculer l'indice de condition moyen des moules, il convient de réserver les coquilles des individus entrant effectivement dans l'échantillon. Ces coquilles sont débarrassées des épibiontes (tels que les balanes) et rincées rapidement à l'eau douce. Elles sont ensuite séchées à 110° C pendant deux heures et pesées ensemble après refroidissement. La chair correspondante doit également être pesée (CLAISSE, 2007).

Selon (WALNE et MANN, 1975) ; (THEBAULT *et al.*, 1997) ; (CASAS, 2005) ; (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007) ; (ANDRAL et TOMASINO, 2010) et (ROBERT et BEDIER, 2013) l'indice de condition est calculé comme suite :

$$IC = \frac{\text{poids sec de la chair (g)}}{\text{poids sec de la coquille (g)}}$$

⁴ Les feuilles calcinées à 450°C pendant 8 heures (CLAISSE, 2007)

Cet indice présente l'avantage (i) d'être un indice global englobant plusieurs facteurs physiologiques (nutrition, reproduction), et (ii) de faire abstraction des variations dues aux teneurs en eau (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007). Cet indice est celui qui est le moins soumis aux aléas de perte d'eau intervalvaire (MAZURIÉ et BESSE, 2003).

Cet indice est légèrement différent de celui défini par la norme AFNOR NF V45056, qui le définit la manière suivante (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007) :

$$IC = \frac{\text{poids sec de la chaire (g)}}{\text{poids totale avec la coquille (g)}} \times 100$$

II.2.2.3. L'OURSIN *PARACENTROTUS LIVIDUS*

a. Prélèvements

À chaque zone, une quinzaine d'individus de l'oursin *Paracentrotus lividus* ont été collectés et mis dans des boîtes en plastique. Ceci a été réalisé durant chaque saison.

b. Les paramètres biométriques

Réaliser des mesures biométriques à précision de 1/10 mm près à l'aide d'un pied à coulisse pour déterminer :

- le diamètre de test avec les piquants (D_p)
- le diamètre du test sans les piquants (D)
- la hauteur du test avec les piquants (H_p)
- la hauteur du test sans les piquants (H)

Nous avons étudié la relation allométrique afin de caractériser, d'un point de vue biométrique, l'ensemble de la population de *P. lividus* étudiée.

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

$$D = a.H^b$$

et $D_p = a.H_p^b$

Avec a et b sont des paramètres d'équation.

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

L'interprétation des valeurs de la pente (b) a été envisagée dans le tableau 12.

Tab. 12 : L'interprétation des valeurs de la ponte (b)

La ponte (b) : $H = a D^b$	croissance	Signification
$b < 1$	Minorante	La croissance de la proportion du corps considéré croît proportionnellement moins vite que celle de l'organe de référence.
$b = 1$	Isométrique	Les deux variances croissent proportionnellement au même rythme.
$b > 1$	Majorante	La croissance de proportion du corps considéré croît proportionnellement plus vite que la variable de référence.

c. Échantillonnage

Après la dissection, on sépare les individus males des individus femelles, les gonades d'oursins sont récupérées délicatement et placées dans les piluliers (piluliers pesés et tarés au préalable avant de contenir les gonades). Ensuite, on détermine le poids humide total des gonades en fonction des sexes.

d. Le sex-ratio

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

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

- Pourcentage de femelle ou taux de féminité

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

- Pourcentage de mâle ou taux de masculinité

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

Avec l'intervalle de confiance au risque de 5%, qui est calculé à partir de la formule suivante (SCHWARTZ, 1983).

$$I_{ntConf} = \pm 1,96 \times \sqrt{\frac{P \times Q}{N}}$$

P : pourcentage des femelles dans la population étudiée.

Q : pourcentage des mâles.

N : nombre total des mâles et des femelles.

e. Détermination de l'indice gonadique (IG)

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

II.2.3. DOSAGE DES ÉLÉMENTS EN TRACES MÉTALLIQUES

II.2.3.1. TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS

La méthode appliquée pour le traitement des échantillons est celle proposée par UNEP/IAEA (1985a, 1985b et 1986) qui s'effectue à partir des opérations suivantes :

Lyophilisation : La lyophilisation est une technique permettant la déshydratation de l'échantillon congelé par sublimation à basse température (-55° C) et sous vide (0,1 bar) pendant 48 heures. Au bout de 24 h les échantillons sont retirés du lyophilisateur pour être remués à l'aide d'une spatule en acier inoxydable afin de permettre leur déshydratation complète si nécessaire.

La lyophilisation est préférable à la déshydratation à l'étuve car cette dernière entraîne une perte des métaux traces les plus volatiles.

Broyage : Les sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine. Pour le matériel biologique, les échantillons d'oursin et moules sont broyés en fine poudre à l'aide d'un mortier en agate.

Homogénéisation : Le sédiment est constitué de particules diverses, l'affinité avec les métaux traces est en fonction de la taille et de la nature de la particule sédimentaire, ainsi dans le but d'uniformiser la répartition des particules sédimentaires au sein de l'échantillon le lyophilisat est récupéré et homogénéisé pendant 48 heures.

II.2.3.2. MINÉRALISATION DES ÉCHANTILLONS

Les métaux complexés contenus dans les tissus des organismes marins n'étant pas détectables, la minéralisation (la digestion) est une étape nécessaire et préalable au dosage de ces métaux traces dans les lyophilisats de tissus biologiques. Cette étape consiste en une attaque acide à chaud qui détruit la matière organique et met les différents éléments dans leur état ionique le plus oxydé. L'acide employé est de l'acide nitrique concentré (PEREZ *et al.*, 2000).

Nous avons réalisé l'analyse des métaux traces au laboratoire Régional Centre « LRC Ben Aknoun » de l'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable « l'ONEDD » après leur minéralisation au laboratoire de l'annexe de l'ENSSMAL de Sidi Fredj. Nous avons réalisé deux différentes minéralisations en milieu acide selon la matrice étudiée : sédiment, matériel biologique (chaire de moule et gonade d'oursin commun) comme suit :

A. Digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination de Cu et Zn par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

Principe

Les échantillons sont minéralisés dans des « bombes » en téflon fermées à l'aide de l'acide nitrique pour le matériel biologique et d'une combinaison d'acide fluorhydrique (HF) et d'eau régale pour le sédiment.

L'utilisation d'HF est nécessaire pour la décomposition complète des silicates. Pour les métaux étudiés, son utilisation a été substituée par de l'eau régale.

Réactifs

- HNO₃ (65 % pour analyse, ISO, Merck) ;
- HCL (30 %, supra-pur, Merck) pour le sédiment ;
- Eau déionisée Milli-Q (>18 MΩ cm, Millipore).

Matériel

- Bombes en Téflon avec bouchons (50 ml, Nalgène) et tubes gradués en polypropylène avec bouchons (50 ml, Sarstedt) nettoyés suivant les procédures 1 et 2 (voir annexe I) ;
- Spatules en plastiques nettoyées suivant la procédure 1 (voir annexe I) ;
- Balance de précision (DENVER INSTRUMENT®. M-220D) et micropipette (Finnpipette) ;
- Plaque chauffante (Ceran 500, 22SR) et bloc en aluminium.

Procédure : Voir Annexe II.

B. Echantillon d'intercalibration

Un Echantillon d'intercalibration est inséré avec chaque série de 10 échantillons. On met 0,5 g de l'échantillon standard de biote certifié de l'A.I.E.A (MEL-2012-02).

Les séries sont conservées dans un réfrigérateur à 4° C jusqu'au moment du dosage pour éviter toute perte et contamination (AIEA, 2001).

C. Remarques importantes pour toutes les minéralisations

- Des blancs de réactifs doivent être préparés pour chaque série d'analyse. Ils sont préparés de la même manière que les échantillons, excepté qu'aucun échantillon n'est ajouté dans les flacons de digestion.
- Les standards pour la courbe de calibration doivent être préparés en utilisant les mêmes réactifs que pour les échantillons.
- Les échantillons prêts peuvent être conservés plusieurs jours au réfrigérateur (+4° C).

II.2.3.3. ANALYSE DES ÉCHANTILLONS PAR LA MÉTHODE DE LA SAA

La spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) est une méthode analytique permettant de déterminer la concentration d'une substance par l'absorption d'une radiation spécifique à l'élément chimique contenu dans la substance en l'occurrence ici, le mercure, le cuivre et le zinc dont le maximum d'absorption se fait respectivement aux longueurs d'ondes 253,7 ; 324,8 et 213,9 nm.

En effet, lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de photons, de fréquence F bien définie et propre à cet élément qui, dispersé dans un générateur d'atomes possède également la propriété d'absorber tout

rayonnement de même fréquence F. Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré suivant la loi de BEER-LAMBERT :

$$\text{Log} \frac{I_0}{I} = K \times L \times C$$

Où :

- I₀** : Intensité de la radiation incidente ;
- I** : Intensité de la radiation après la traversée de la flamme ou cellule de quartz ;
- K** : Constante caractéristique de l'échantillon ;
- L** : Longueur du chemin optique ;
- C** : Concentration dans la solution de l'élément considéré ;

L'appareil utilisé est un Perkin Elmer® A Analyst 700 constitué d'un générateur de photons, destiné à fournir un flux de photons d'intensité constante dans le temps et de fréquence bien définie correspondant à l'élément à doser. À savoir, des lampes à cathode creuse constituée du métal (ou des métaux) à doser qui est volatilisé et excité par décharge cathodique dans une atmosphère gazeuse (néon ou argon) à très basse pression ; d'un générateur d'atomes ; d'un monochromateur à double faisceau, destiné à la sélection de la longueur d'onde et dont l'un des faisceaux atteint directement le récepteur sans traverser la flamme, permet d'éliminer les fluctuations de la source ; et d'un récepteur constitué par un photomultiplicateur, associé à un amplificateur linéaire et logarithmique.

Il est équipé d'un générateur d'hydrures, d'un four à graphite et un système par flamme avec injecteur automatique (AS 800 Perkin Elmer) et est piloté par le logiciel Winlab 32 pour absorption atomique qui permet de très hautes performances d'analyse.

Pour les métaux étudiés, les échantillons minéralisés sont analysés avec le système par flammes chaudes nécessitant un mélange de gaz air/acétylène (C₂H₂) et un brûleur de type laminaire muni d'une fente longitudinale de 15 cm.

Étalonnage : La méthode utilisée est celle des standards seuls. Les gammes étalons sont préparées quelque peu avant l'analyse à partir de solutions mères chacune à 1000 mg/l qui peuvent être conservées une année. Les droites d'étalonnage sont présentées (annexe III).

Calcul du poids corrigé de l'échantillon

Calcul des taux d'humidité

Le calcul se fait par l'application de la formule suivante ([UNEP/AIEA, 2001](#)).

$$A(\%) = \frac{P1 - P2}{P1} \times 100$$

Où :

- A** : taux d'humidité (%)
- P 1** : poids de la coupelle vide + le poids de l'échantillon dans la coupelle (g)

P 2 : poids de l'échantillon dans la coupelle après 24 heures à 105°C (g)

☞ **Correction du poids de l'échantillon**

La correction se fait grâce à l'expression suivante.

$$P_C = P - \left(\frac{A\%}{100} \times P \right)$$

Où :

P_c : poids de l'échantillon corrigé (g)

P : poids de l'échantillon pesé pour la minéralisation (g)

A : taux d'humidité (%)

II.2.3.4. BIOCONCENTRATIONS MÉTALLIQUE

Pour évaluer l'efficacité de la bioaccumulation des métaux traces par *M. galloprovincialis* et *P. lividus*, le facteur biosédiment (F_b), défini comme le rapport entre la concentration de métal dans l'organisme et dans les sédiments (LAU *et al.*, 1998 ; SZEFER *et al.*, 1999).

II.2.3.5. ANALYSES STATISTIQUES

Les résultats des différents paramètres sont représentés par la moyenne \pm erreur standard de la moyenne (moyenne \pm SE).

Les allométries observées sont comparées entre elles, par le biais d'un test d'indépendance de t entre deux variables x et y, à partir d'un échantillon de n. est effectué pour comparer la pente des droites de régression (a) avec une valeur de référence (c).

Le test d'homogénéité (écart réduit : ϵ) qui permet de comparer les tailles moyennes des mâles et des femelles d'oursin.

Tous les paramètres mesurés chez *Mytilus galloprovincialis* et *Paracentrotus lividus* ont été testés en utilisant l'analyse de variance (ANOVA) afin d'analyser les effets des facteurs "site" et "saison". Les différences significatives ont été établies au seuil $p < 0,05$ pour la comparaison multiple entre les variations des moyennes annuelles et saisonnières des différents paramètres.

Results & Discussion



III.1. COMPARTIMENT SÉDIMENT

III.1.1. NIVEAU DE CONTAMINATION PAR LES MÉTAUX TRACES

La majeure partie des divers polluants couramment observés dans les milieux aquatiques se trouve toujours plus au moins associée aux sédiments. Il convient donc de surveiller en permanence l'évolution des teneurs en métaux de notre environnement aquatique, afin de pouvoir tirer la sonnette d'alarme et prendre les mesures qui s'imposent dès que ces teneurs dépassent les limites admissibles.

Les résultats obtenus après l'analyse des métaux traces dans les sédiments étudiés sont regroupées dans le tableau 13.

Tab. 13 : Teneur des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans les sédiments provenant des trois sites d'étude

Métaux traces ($\mu\text{g/g}$) P.S	Sidi Mejdoub	Willis	Bateau cassé
Cu	3,29 \pm 1,80	11,78 \pm 1,82	6,09 \pm 1,60
Zn	7,89 \pm 17,96	40,63 \pm 17,80	38,02 \pm 17,83

III.1.1.2. LE CUIVRE

Les teneurs du cuivre relevées dans les trois zones d'étude montrent une valeur maximale qui est de l'ordre de 11,78 \pm 1,82 $\mu\text{g/g}$ dans les sédiments du site de Willis. Alors que dans les sédiments du site Sidi Mejdoub, la teneur est minimale, elle ne dépasse pas 3,29 \pm 1,80 $\mu\text{g/g}$.

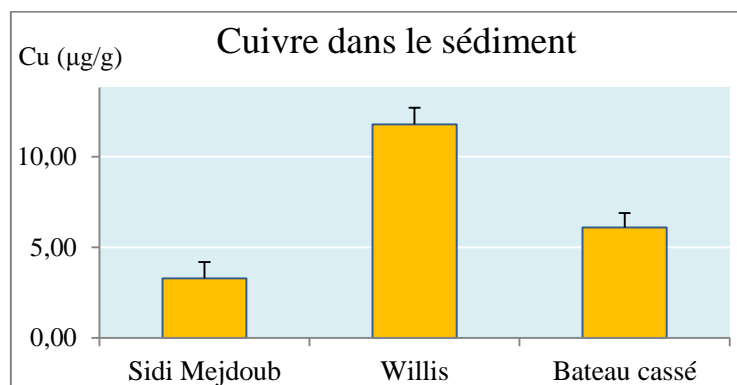


Fig. 21 : Les teneurs de cuivre ($\mu\text{g/g}$) du poids sec des sédiments provenant des trois zones d'étude

La concentration de cuivre dans les sédiments de Willis (Mostaganem) et de Bateau cassé (Alger) est élevée respectivement de 4 et 2 fois plus par rapport à celle de Sidi Mejdoub (Mostaganem).

Toutes les concentrations de cuivre mesurées sont inférieures à 13,80 $\mu\text{g/g}$ (concentration du "bruit de fond géochimique". [RNO, 2005](#)), donc on conclut que les sédiments des trois zones étudiées sont dépourvus d'une pollution causée par le cuivre.

De plus, l'indice de contamination calculé pour les trois zones d'étude est inférieur à 3 (Tab. 14). Donc, tous les sédiments sont en état de référence pour le cuivre.

Tab. 14: Valeurs de l'indice de contamination ($IC_{séd.}$) et l'indice de contamination moyen (IC_m) dans les sédiments provenant des trois sites d'étude

$IC_{séd.}$	Sidi Mejdoub	Willis	Bateau cassé
Cu	0,24	0,85	0,44
Zn	0,09	0,45	0,42
IC_m	0,17	0,65	0,43

Toutes les teneurs de Cu détectées dans les sédiments de nos zones d'étude, sont proches de celles signalées par [BENGUEDDA-RAHAL, \(2012\)](#) au niveau des cotes de Beni Saf (Ain Témouchent, Algérie) et [SERRANO *et al.*, \(2011\)](#) dans la Baie de Portlligat, (Espagne).

En revanche, les concentrations de Cu détectées dans nos zones d'étude sont très faibles par rapport à celles trouvées par [INAL, \(2011\)](#) à Sidi Fredj, (baie de Bou Ismail, Algérie); [BENGUEDDA-RAHAL, \(2012\)](#) dans les côtes de Ghazaouet (Tlemcen, Algérie); [FILGUEIRAS *et al.*, \(2004\)](#) à Galicia, (Espagne); [SACCÀ, \(2011\)](#) dans le Golf Patti et le Golf Milazzo (Sicile); [TESSIER *et al.*, \(2011\)](#) dans la Baie de Toulon, (France); [ROUSSIEZ *et al.*, \(2012\)](#) dans le Golf de Lion (France); [POPADIC *et al.*, \(2013\)](#) dans la Baie de Bakar, (Croatie, mer d'Adriatique) et par [COSSA *et al.*, \(2014\)](#) dans les sédiments du Golfe de Lion.

III.1.1.3. LE ZINC

Les teneurs moyennes en Zn relevées dans les trois zones d'étude montrent que la teneur la plus élevée de l'ordre de $40,63 \pm 17,80 \mu\text{g/g}$ est obtenue dans le site de Willis. Alors que la teneur la plus faible de l'ordre de $7,89 \pm 17,96 \mu\text{g/g}$ est obtenue dans le site Sidi Mejdoub.

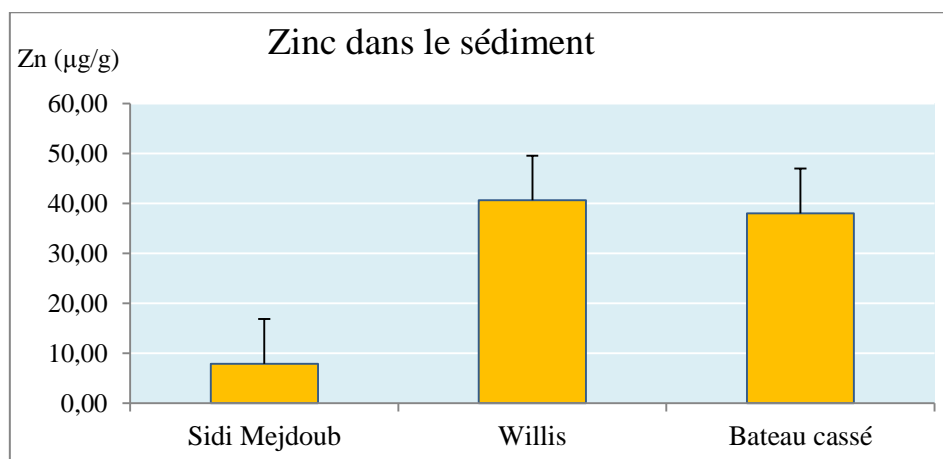


Fig. 22 : Les teneurs de zinc ($\mu\text{g/g}$) du poids sec des sédiments provenant des trois zones d'étude

Les concentrations de zinc dans les sédiments de Willis (Mostaganem) et de Bateau cassé (Alger) sont élevées de 5 fois plus, par rapport à celle de Sidi Mejdoub (Mostaganem).

Au niveau des trois sites étudiés, les concentrations en zinc sont inférieures à 90 µg/g (concentration du "bruit de fond géochimique". [RNO, 2005](#)) ce qui ne traduit pas de contamination significative. De plus, l'indice de contamination calculé pour les trois zones d'étude est inférieur à 2 (Tab. 13). Donc tous les sédiments sont en état de référence pour le zinc.

Les valeurs de Zn dans les sédiments de la présente étude sont proches à celles trouvées par [BENGUEDDA-RAHAL, \(2012\)](#) au niveau des côtes de Beni Saf (Ain Témouchent, Algérie) et par [SERRANO *et al.*, \(2011\)](#) dans la Baie de Portlligat, (Espagne).

En revanche, toutes les concentrations de Zn détectées dans les sédiments de nos zones d'étude, sont faibles par rapport à celles trouvées par : [INAL, \(2011\)](#) à Sidi Fredj, (baie de Bou Ismail, Algérie) ; [BENGUEDDA-RAHAL, \(2012\)](#) au niveau des côtes de Ghazaouet (Tlemcen, Algérie) ; [SACCÀ, \(2011\)](#) dans le Golf Patti et le Golf Milazzo (Sicile) ; [TESSIER *et al.*, \(2011\)](#) dans la Baie de Toulon, (France) ; [ROUSSIEZ *et al.*, \(2012\)](#) dans le Golf de Lion (France) ; [POPADIC *et al.*, \(2013\)](#) dans la Baie de Bakar, (Croatie, mer d'Adriatique) et par [COSSA *et al.*, \(2014\)](#) dans les sédiments du Golfe de Lion.

L'indice de contamination moyen (IC_m) est inférieur à 2 (Tab. 13) dans l'ensemble des sites d'étude. Donc il n'existe pas de contamination métallique causée par le Cu et le Zn.

Les métaux trace étudiés sont plus concentrés au site de Willis (IC_m = 0,65) par rapport au site de Bateau cassé et Sidi Mejdoub avec respectivement un IC_m de 0,43 et de IC_m = 0,17.

III.2. COMPARTIMENT MOULE

III.2.1. PARAMÈTRES BIOMÉTRIQUES DE LA MOULE *M. GALLOPROVINCIALIS*

On a mesuré la longueur, la hauteur et l'épaisseur de la coquille (en cm) sur 360 individus de *Mytilus galloprovincialis*, et qui sont repartis sur nos trois sites d'étude (Sidi Mejdoub et Willis à Mostaganem et Bateau cassé à Alger).

Les variations saisonnières des paramètres biométriques (Longueur, Hauteur et Epaisseur), à travers le test F, ANOVA, sont très significatives (p<0,001), cela quel que soit le site d'études.

Tab. 15 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant du Sidi Mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=360)

	F (site)	P	F (saison)	P	F (site x saison)	P
L	21,71	0,000 ^{**}	10,38	0,000 ^{**}	13,23	0,000 ^{**}
H	109,99	0,000 ^{**}	5,97	0,001 [*]	16,16	0,000 ^{**}
E	30,37	0,000 ^{**}	4,39	0,005 [*]	6,86	0,000 ^{**}

L : longueur de la coquille (cm) ; H : hauteur de la coquille (cm) ;

E : épaisseur de la coquille (cm)

(* : Significatif (p < 0,05) ; ** : Très significatif (p < 0,001) ; ^{ns} : Non significatif)

III.2.1.1. VARIATIONS SAISONNIÈRES DE L, H & E

Le tableau 16 regroupe les résultats de l'étude comparative saisonnière des paramètres biométriques des coquilles de *M. galloprovincialis* obtenus au niveau de chaque site.

D'après ces résultats, on observe qu'au niveau du site Sidi Mejdoub, quel que soit le paramètre (L, H ou E) de la coquille des moules, les valeurs moyennes les plus élevées sont atteintes en Automne et les plus basses au Printemps.

Cependant, au niveau du site de Willis, quel que soit le paramètre (L, H, ou E) de la coquille des moules, les valeurs moyennes les plus élevées sont atteintes en Automne comme à Sidi Mejdoub mais les plus basses en Été.

En outre, au niveau du site situé dans la baie d'Alger « Bateau cassé », les valeurs moyennes les plus élevées de (L, H, ou E) sont atteintes en Été, tandis que, les valeurs les plus faibles sont enregistrées en Automne pour (L et E), et en Hiver pour (H).

Tab. 16 : Variations saisonnières des paramètres biométriques des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant des trois sites d'étude

Sites	(2013)		(2014)	
	Automne	Hiver	Printemps	Été
Sidi Mejdoub				
L	4,89 ± 0,53	4,13 ± 0,47	3,88 ± 0,41	4,32 ± 0,47
H	2,25 ± 0,14	2,04 ± 0,21	1,91 ± 0,19	1,96 ± 0,15
E	1,78 ± 0,26	1,54 ± 0,23	1,44 ± 0,17	1,46 ± 0,15
Willis				
L	4,64 ± 0,35	4,17 ± 0,36	4,44 ± 0,27	4,04 ± 0,33
H	2,13 ± 0,15	1,89 ± 0,17	2,02 ± 0,19	1,74 ± 0,13
E	1,56 ± 0,22	1,52 ± 0,18	1,56 ± 0,20	1,45 ± 0,19
Bateau cassé				
L	4,61 ± 0,70	4,45 ± 0,48	4,75 ± 0,42	5,14 ± 0,90
H	2,33 ± 0,29	2,26 ± 0,24	2,43 ± 0,16	2,55 ± 0,37
E	1,70 ± 0,23	1,72 ± 0,22	1,75 ± 0,22	1,77 ± 0,25

Moyen ± ES (n=30), **L** : La longueur de la coquille (cm) ; **H** : La hauteur de la coquille (cm)
E : L'épaisseur de la coquille (renflement en cm)

D'après ces résultats, on a observé que les longueurs moyennes (L) et les épaisseurs moyennes (E) de la coquille des moules du site Bateau cassé sont plus élevées par rapport à ceux des sites Sidi Mejdoub et Willis en Hiver, au Printemps et en Été. Par contre, en Automne la longueur maximale a été enregistrée dans le site de Sidi Mejdoub puis de Willis (Fig. 23).

Les hauteurs moyennes (H) des coquilles des moules du site Bateau cassé sont plus élevées par rapport à celles des sites Sidi Mejdoub et Willis quel que soit la saison (Fig. 23).

Plusieurs facteurs ont un effet significatif sur les paramètres biométrique (FILGUEIRA *et al.*, 2008) dont : les conditions environnementales, l'indice de condition (BERNARD, 1983), et la température de l'eau (PEREZ-CAMACHO *et* GONZALEZ, 1984).

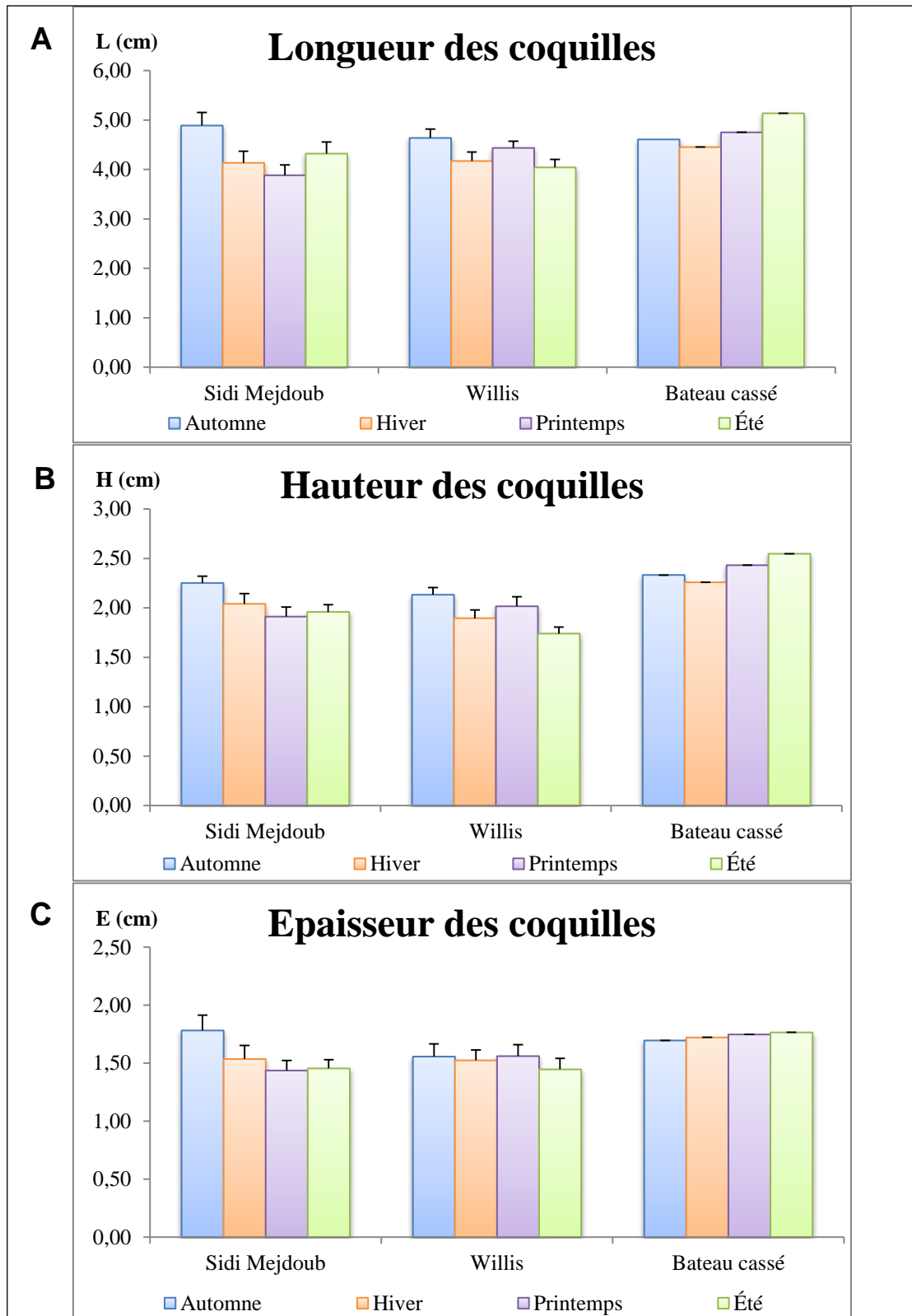


Fig. 23 : Variations des moyenne saisonnière des paramètres biométriques (A : Longueur ; B : Hauteur et C : Epaisseur) des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant des trois sites d'étude

III.2.1.2. VARIATIONS SPATIALE (INTER-SITES)

La variation inter-sites des paramètres biométriques (L, H et E) est statistiquement significative ($P < 0,05$) test F, (ANOVA) ; de plus et à travers le Test Duncan (ANOVA), on a observé que la variation des paramètres étudiés est significative ($P < 0,05$) lorsqu'on compare avec le site Bateau cassé. Par contre aucune significativité observée ($P > 0,05$) lorsqu'on compare entre les deux sites de Mostaganem (Sidi Mejdoub et Willis).

Les résultats des variations globales des paramètres biométriques des moules *M. galloprovincialis*, provenant des trois sites sont présentés dans la (Fig. 24).

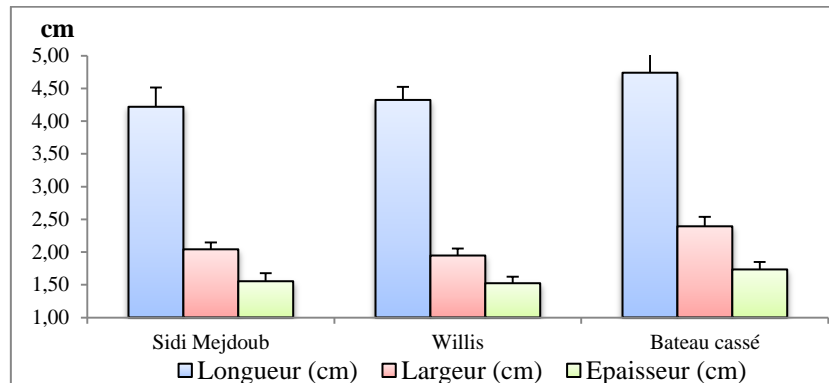


Fig. 24 : Etude comparative spatiale des variations annuelles des paramètres biométriques des moules *Mytilus galloprovincialis*

La longueur moyenne la plus élevée a été observé au site de Bateau cassé (Alger) avec $L = 4,74 \pm 0,69$ cm puis à Willis (Mostaganem) avec $L = 4,32 \pm 0,40$ cm et finalement à Sidi Mejdoub (Mostaganem) avec $L = 4,22 \pm 0,60$ cm (Fig. 24).

Pour la hauteur et l'épaisseur on a observé le même ordre décroissant : le maximum a été enregistré au site de Bateau cassé, puis au site de Sidi Mejdoub, bien que le minimum de la hauteur et de l'épaisseur soient observé à la zone de Willis (Fig. 24).

La taille de population et les valeurs des paramètres de l'équation de corrélation entre la longueur (L) ; la hauteur (H) et l'épaisseur (E) de la coquille des moules sont énumérées dans le tableau 17.

Tab. 17 : Paramètres des équations de corrélation entre la longueur (L) ; la hauteur (H) et l'épaisseur (E) de la coquille des moules *Mytilus galloprovincialis*

Site	n	Paramètre biométrique	r^2	a	b	t
Sidi Mejdoub (Mostaganem)	120	L/H	0,47	0,95	0,55	10,30
		L/E	0,36	0,61	0,64	8,15
		H/E	0,41	0,81	0,90	9,09
Willis (Mostaganem)	120	L/H	0,62	0,49	0,94	13,58
		L/E	0,27	0,52	0,73	6,56
		H/E	0,14	1,13	0,44	4,36
Bateau cassé (Alger)	120	L/H	0,76	0,74	0,75	19,13
		L/E	0,36	0,72	0,56	8,07
		H/E	0,27	1,06	0,56	6,59

La lecture des courbes puissances des différents sites entre la longueur (L) en cm et la hauteur (H) en cm de la coquille donne un degré de liaison de 47% à Sidi Mejdoub ; 62% à Willis et 76 % au Bateau cassé (Tab. 17).

La corrélation entre la longueur (L) en cm et l'épaisseur (E) en cm de la coquille donne un degré de liaison de 36% à Sidi Mejdoub et au Bateau cassé et 27% à Willis (Tab. 17).

Le degré de liaison entre la hauteur (H) et l'épaisseur (E) en cm de la coquille affiche une corrélation d'ordre de 41% à Sidi Mejdoub ; 14% à Willis et 27% au Bateau cassé (Tab. 17).

Sur la base de ces résultats, nous remarquons que les coefficients de corrélation établis entre chaque couple de paramètre étudiée (L/H ; L/E et H/E) suivent le même ordre décroissant : $r^2(L/H) > r^2(L/E) > r^2(H/E)$ pour le site de Willis (Mostaganem) et le site de Bateau cassé (Alger), par contre au niveau du site Sidi Mejdoub on observe : $r^2(L/H) > r^2(H/E) > r^2(L/E)$.

La croissance entre chaque couple de paramètre étudié (L/H) ; (L/E) et (H/E) est minorante ($b < 1$), cela pour toute les sites. On a conclu que la longueur (L) évolue plus vite que la hauteur (H), et la hauteur (H) évolue plus vite que l'épaisseur (E).

De plus, la longueur (L), la hauteur (H) et l'épaisseur (E) croissent d'une vitesse différente avec t_{cal} qui est toujours supérieur à $t_{théo} = 1,96$ pour ($p < 0,05$) ; (Tab.17).

III.2.2. INDICE DE CONDITION DE *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS*

L'indice de condition (IC) est un indice biométrique (MERZOUKI et SIF, 2012) indicateur du cycle de reproduction (ALOUI-BEJAOUI *et al.*, 2007 ; BHABY *et al.*, 2014), de l'état physiologique de la moule (CASAS, 2005 ; MERZOUKI *et al.*, 2009) et de l'état des écosystèmes (FILGUEIRA *et al.*, 2014).

Dans cette optique, et parmi les nombreuses formules proposées par MAZURIÉ et BESSE, (2003) nous avons choisi l'indice de WALNE et MANN qui est calculé pendant la période d'étude.

Sur l'ensemble de la population de *M. galloprovincialis* (n=360), durant les quatre saisons de suivi : « de l'Automne, 2013 jusqu'à l'Eté, 2014 » et sur les trois sites (Sidi Mejdoub et Willis à Mostaganem, et Bateau cassé à Alger), les variations de l'IC étaient statistiquement (Test F, ANOVA) non significatives ($p > 0,05$).

Tab. 18 : résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) de l'indice de condition des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant du Sidi Mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=360)

	F (site)	P	F (saison)	P
IC	3,19	0,090 ^{ns}	0,32	0,813 ^{ns}

^{ns} : Non significatif ; * : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$)

III.2.2.1. VARIATION SAISONNIÈRE DE L'IC

Les valeurs de l'indice de condition des moules provenant de Mostaganem (Sidi Mejdoub et Willis) montrent des fluctuations similaires (Fig. 25). Elles sont faibles en Automne puis affichent une augmentation en période hivernale (valeur maximale), pour ensuite atteindre un minimum au Printemps, et enfin marquer une augmentation en Été (pour les moules de Sidi Mejdoub) et une légère diminution concernant l'IC des moules provenant de Willis.

Par contre, L'IC de moules de la station de Bateau cassé (Alger) oscille différemment des indices de conditions des autres stations. La valeur minimale de l'IC a eu lieu en période hivernale ($0,07 \pm 0,01$), et qui est suivie par une augmentation jusqu'à atteindre la valeur maximale ($0,15 \pm 0,01$) pendant la saison estivale (Fig. 25).

L'indice de condition étudié révèle que les moules issues du site de Bateau cassé (Alger) ont un degré de remplissage relativement le plus élevé ($0,15 \pm 0,01$ en période estivale). En revanche, les valeurs les plus faibles ont été enregistrées sur la même période au niveau du site Willis et de Sidi Mejdoub au Printemps ($0,06 \pm 0,01$).

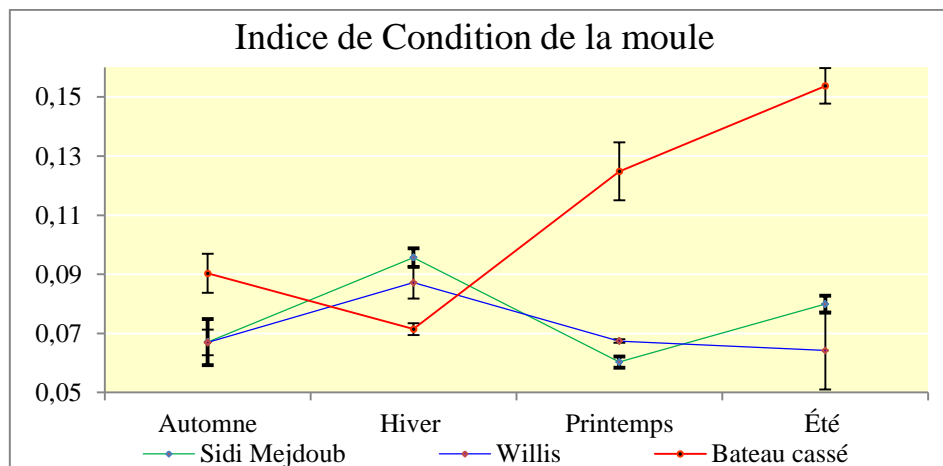


Fig. 25 : variation saisonnière de l'indice de condition (IC) chez la moule *M. galloprovincialis* provenant des trois sites d'étude

Il existe donc, une ponte principale hivernale pour les moules de Bateau cassé (Alger), et une ponte principale printanière pour les moules provenant de Mostaganem (Sidi Mejdoub et Willis).

On remarque que l'évolution de l'indice de condition des moules collectés à Mostaganem (Sidi Mejdoub et Willis) est symétrique par rapport à l'évolution de l'indice de condition des moules provenant du site Bateau cassé (Alger). Ce qui peut être dus à la latitude (OLIVEIRA *et al.*, 2014) et/ou à la pollution (NICHOLSON, 1999).

Les pics de l'IC représentent la période de repos sexuel, bien que la chute de cet indice coïncide avec la perte de gamètes pauvres en métaux traces (COSSA *et al.*, 1998 ; ORBAN *et al.*, 2002). Nos résultats corroborent avec ceux trouvés par (KANTIN et PERGENT-MARTINI, 2007) au Canari, (La Corse).

III.2.2.2. VARIATION SPATIALE DE L'IC

La variation spatiale de l'indice de condition est statistiquement non significative ($P>0,05$) test F, (ANOVA). De plus, et à travers le Test Duncan (ANOVA), Aucune significativité observée ($P>0,05$) lorsqu'on compare chaque deux sites entre eux.

L'indice de condition des moules du site de Bateau cassé atteint la valeur la plus élevée ($0,11\pm 0,04$) comparée à celles mesurées dans les moules de Sidi Mejdoub et Willis, soit respectivement $0,08\pm 0,02$ et $0,07\pm 0,01$ (Fig. 26)

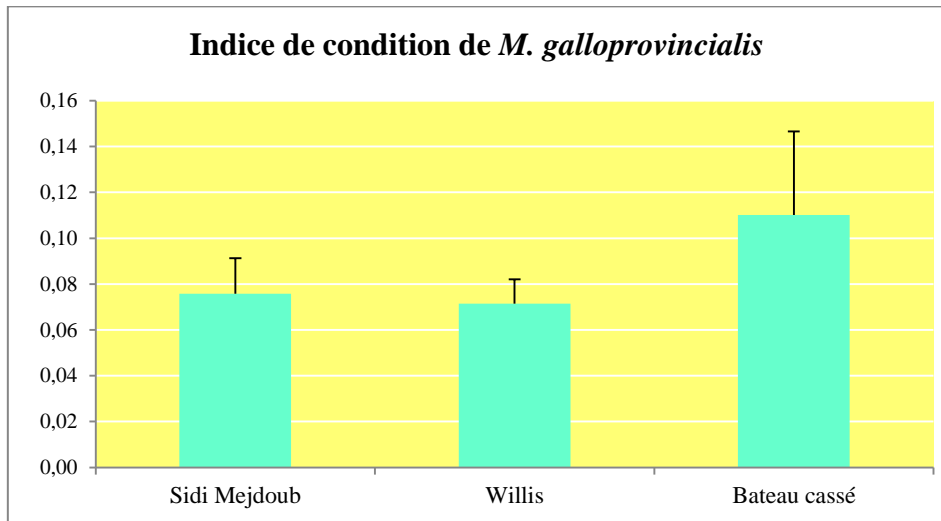


Fig. 26 : Variation spatiale (inter-sites) de l'IC chez la moule *M. galloprovincialis*

L'indice de condition de la moule est affecté par une variété de facteurs écologiques dont : (i) la latitude (OLIVEIRA *et al.*, 2014); (ii) la température (SASIKUMAR et KRISHNAKUMAR, 2011); (iii) la salinité (MARSDEN, 2004; FILGUEIRA *et al.*, 2013); (iv) la nutrition (HELSON *et al.*, 2007; FILGUEIRA *et al.*, 2014); (v) la densité de peuplement (DRAPEAU *et al.*, 2006); (vi) les conditions de stress (HAMON, 1983; BARILLE, 1996; COSSA *et al.*, 1998; ORBAN *et al.*, 2002); (vii) La pollution chimique (NICHOLSON, 1999), et (viii) peut-être dus à un génotype différent donnant un phénotype différent (croissance et condition physiologique correspondant) (BENZAOU, 2010). Il est à noter que les changements de l'indice de condition n'affectent pas l'efficacité du système de filtration (FILGUEIRA *et al.*, 2008).

III.2.3. NIVEAU DE CONTAMINATION DES MOULES PAR LES METAUX TRACES

III.2.3.1. RÉSULTATS DES TENEURS MÉTALLIQUES DANS L'ÉCHANTILLON CERTIFIÉ

Les concentrations de métaux obtenus pour l'échantillon certifié de référence sont énumérées dans le Tableau 19.

Tab. 19 : Résultats obtenus sur le matériel de référence inclus dans les séries analytiques pour les métaux traces ($\mu\text{g/g}$)

Elément	Cu	Zn
Valeur certifiée \pm ES	26,4 \pm 0,9	153 \pm 6
Valeur mesurée \pm ES	25,39 \pm 0,00	169,43 \pm 2,28

III.2.3.2. RÉSULTATS DES TENEURS MÉTALLIQUES DANS LES MOULES

L'analyse de variance effectuée sur la teneur en métaux chez les moules *M. galloprovincialis*, provenant des sites de Sidi Mejdoub, Willis et Bateau cassé à travers le (Test F, ANOVA) (Tab. 20) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) n'affecte pas la variation de l'ensemble des métaux ($p > 0,05$).

Tab. 20 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes ($\mu\text{g/g P.S.}$) mesurées dans les tissus des moules *M. galloprovincialis*, provenant des trois sites d'étude (moyenne \pm ES, $n=30$)

	F (site)	<i>P</i>	F (saison)	<i>P</i>
Cu	2,06	0,184 ^{ns}	1,23	0,362 ^{ns}
Zn	0,97	0,415 ^{ns}	3,56	0,067 ^{ns}

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ^{ns} : Non significatif)

III.2.3.2.1. LE CUIVRE

➤ Variation saisonnière

Concernant les teneurs en cuivre mesurées dans les tissus des moules du site Sidi Mejdoub, on observe une valeur moyenne autour de 6,50 \pm 0,23 $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus chez ces individus en Automne, en Hiver et en Été. Tandis que nous enregistrons au Printemps une valeur minimale de cette teneur métallique dans les tissus des moules, avec une concentration de 3,48 \pm 1,69 $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus (Fig. 27).

Dans les tissus des moules du Willis, on observe une teneur en Cu dans les tissus des moules autour de 6,63 \pm 0,19 $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus en Automne, Hiver et au Printemps. En revanche, la valeur touche le niveau maximal durant l'Été (8,93 \pm 1,61 $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus) (Fig. 27).

Au niveau du site de Bateau cassé, les teneurs moyennes en Cu dans les tissus des moules touchent le niveau le plus élevé en Automne et en Hiver (9,47 \pm 1,55 et 9,35 \pm 1,53 $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus) respectivement. Ces teneurs touchent le niveau le plus faible au Printemps et en Été (6,36 \pm 1,74 $\mu\text{g/g}$ et 6,27 \pm 1,49 $\mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus) respectivement (Fig. 27).

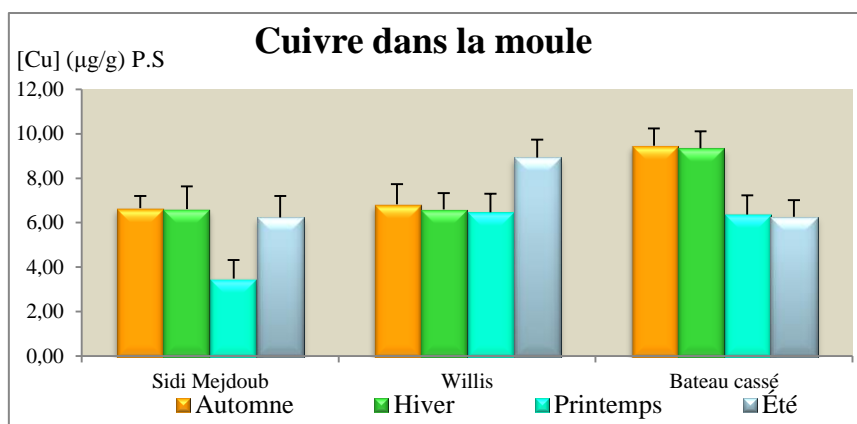


Fig. 27 : variation saisonnière du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les tissus des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant des trois sites d'étude

Durant les quatre saisons d'étude, on observe que la valeur maximale de cuivre a été mesurée dans les moules du site de Bateau cassé en Automne ($9,47 \pm 1,55 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus), or la valeur la plus faible a été enregistrée dans les moules du site de Sidi Mejdoub ($3,48 \pm 1,69 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus) au Printemps.

La corrélation entre la concentration du cuivre dans la chair des moules et leur indice de condition est très faible, elle est de l'ordre de $r^2=0,33\%$. Dans ce cas, l'effet de l'indice de condition sur la variation des teneurs de cuivre dans la chair des moules est négligeable.

➤ Variation spatiale (inter-sites)

Afin de pouvoir comparer les stations entre elles, il était intéressant d'utiliser des classes de contamination. La durée et le nombre de données sont insuffisants pour établir ces classes, on utilise des classes de qualité calculées par le Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) en 2003 pour le bassin Nord-occidental de la Méditerranée, ce qui ne devrait pas poser de problème majeur pour l'Algérie (PERGENT-MARTINI, *Com. Pers.*).

Tab. 21 : Limites supérieures des classes de qualité calculées (en $\mu\text{g/g}$ P.S. de *M. galloprovincialis*) pour les données de RINBIO, 2003 (*In* KANTIN et PERGANT-MARTINI, 2007)

		Métal essentiel	
		Cu	Zn
Gamme de référence	0	4,44	190,98
Gamme de sécurité	1	6,92	268,18
Valeurs subnormales	2	9,40	345,38
Valeurs anormales	3	11,88	422,58
Valeurs extrêmes	4	> 11,88	> 422,58

La teneur moyenne en cuivre dans les tissus des moules du site Sidi Mejdoub atteint la valeur la plus faible ($5,74 \pm 1,52 \mu\text{g/g}$ P.S. de tissus) comparée à celles mesurées dans les tissus des moules de Willis et Bateau cassé, soit respectivement $7,20 \pm 1,16$ et $7,86 \pm 1,79 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus (Fig. 28).

Si on compare nos résultats avec les classes de qualités de RINBIO de 2003 (*In* KANTIN et PERGANT-MARTINI, 2007) on conclut que la concentration moyenne de cuivre dans la chair des moules de Sidi Mejdoub est située dans la gamme de sécurité ($< 6,92 \mu\text{g/g P.S.}$) afin d'éviter de conclure à une contamination certaine du milieu.

Par contre, les teneurs de ce métal dans la chair de la moule ont des valeurs subnormales ($< 9,40 \mu\text{g/g P.S.}$ au niveau de site Willis et Bateau cassé (Tab. 20 et Fig. 28). Donc ces valeurs témoignent d'une pollution certaine mais faible du milieu (ANDRAL et TOMASINO, 2010).

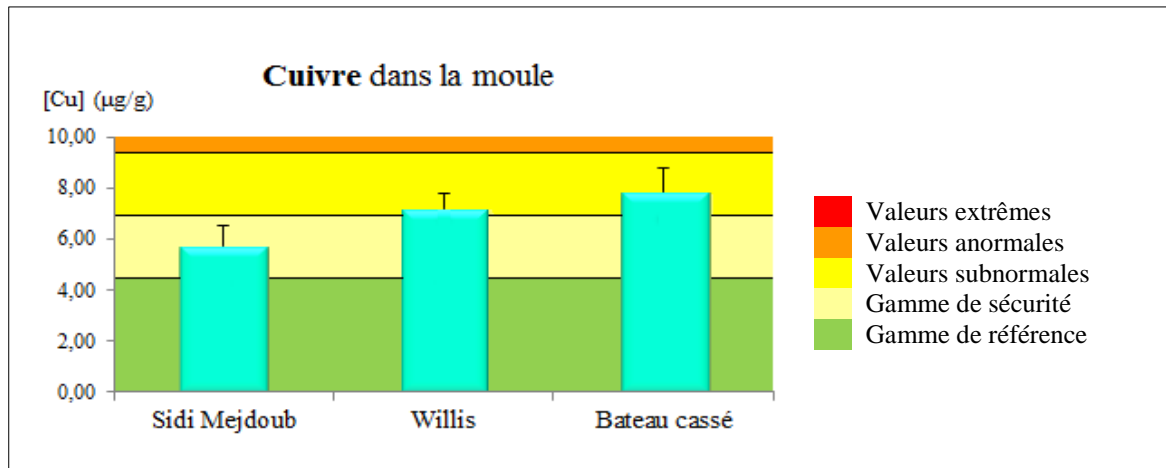


Fig. 28 : Variation spatiale des concentrations moyennes en cuivre ($\mu\text{g/g P.S.}$) dans la moule *M. galloprovincialis*

Il faut souligner que les moules sont de très mauvais indicateurs de la contamination par le cuivre. En effet, ces coquillages régulent fortement leur contenu en cuivre entre 7 et 8 ($\mu\text{g/g P.S.}$) car ce métal participe à leur métabolisme (RNO, 1995 ; ALZIEU *et al.*, 1999).

Nos résultats sont en accord avec ceux rapportés par DRIF, (2012) dans le golfe d'Annaba, (Algérie) ; ROUANE-HACENE, (2013) dans le port de pêche d'Oran, (Algérie) ; ANDRAL *et al.*, (2004) et RNO, (2006) dans les côtes françaises méditerranéennes ; BESADA *et al.*, (2011) dans la côte espagnole de l'Atlantique Nord ; RICHIR et GOBERT, (2014) au Diane pond, la Corse. Tandis que les concentrations en cuivre sont plus élevées que celles signalées par ROUANE-HACENE, (2013) à Ain Defla (Oran, Algérie) et Hadjaj (Mostaganem, Algérie) et par ANACLETO *et al.*, (2014) dans la côte ouest de Portugal. Cependant, les teneurs de cuivre dans la moule de nos zones d'étude sont au-dessous de celles enregistrées par NAKIB, (2010) à Skikda et El Kala (Algérie).

III.2.3.2.2. LE ZINC

➤ Variation saisonnière

Dans les tissus des moules du site de Sidi Mejdoub, la teneur en Zn augmente en fonction des saisons, elle atteint le niveau le plus élevé au Printemps ($263,48 \pm 18,62 \mu\text{g/g}$). En Été cette teneur métallique diminue jusqu'à la valeur de ($178,57 \pm 17,15 \mu\text{g/g P.S.}$) (Fig. 29).

Au niveau du site Willis, la teneur en Zn atteinte au Printemps la valeur la plus élevée ($224,39 \pm 19,94 \mu\text{g/g}$) en comparaison à celles obtenues au cours des autres saisons, où les teneurs varient peu (Fig. 29).

Dans les moules de Bateau cassé, on observe une même tendance de la concentration de Zn que celle détectée au site de Sidi Mejdoub. Les teneurs de Zn ne dépassant pas les $209,90 \pm 19,50 \mu\text{g/g}$ de poids sec (Fig. 29).

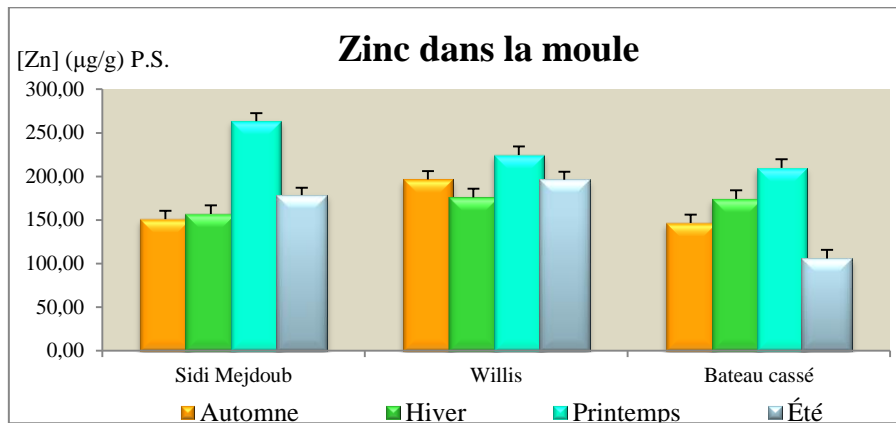


Fig. 29 : Variation saisonnière du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les tissus des moules *Mytilus galloprovincialis*, provenant des trois sites d'étude

Durant les quatre saisons d'étude, on observe que la valeur maximale de zinc a été mesurée dans les moules du site de Sidi Mejdoub au Printemps ($263,48 \pm 18,62 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus), or la valeur la plus faible a été enregistrée dans les moules du site de Bateau cassé ($105,93 \pm 19,58 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus) en Été.

Les concentrations en Zn sont inversement proportionnelles à l'indice de condition (Fig. 30) avec un degré de corrélation de 32,87%. Une diminution du poids de la moule (c'est-à-dire une diminution de son indice de condition) se traduisant par une augmentation des teneurs en Zn dans la chair de la moule. Donc l'indice de condition (IC) a un effet de dilution sur la concentration de Zn dans la chaire des moules.

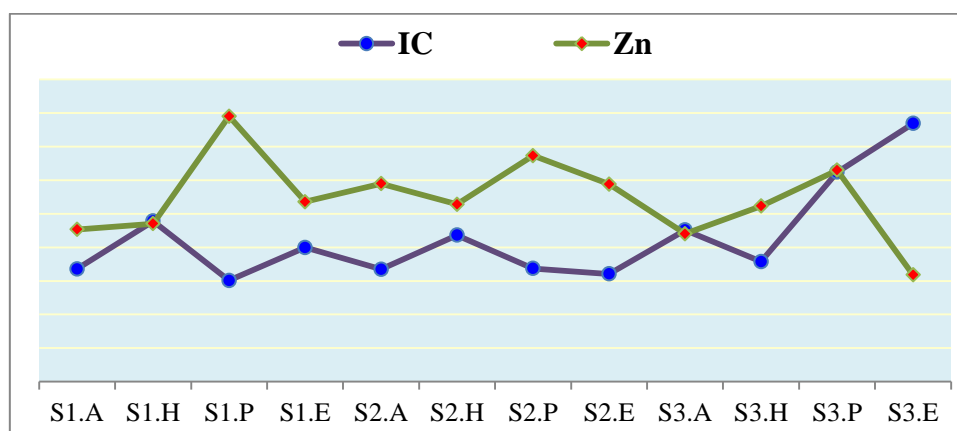


Fig. 30 : variation spatio-temporelle de l'IC et la concentration du Zn chez le *M. galloprovincialis*

(S1) : Sidi Mejdoub, (S2) : Willis et (S3) Bateau cassé
 (A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

➤ **Variation spatiale (inter-sites)**

La teneur moyenne en zinc dans les tissus des moules du site Bateau cassé atteint la valeur la plus faible ($159,23 \pm 43,93 \mu\text{g/g P.S.}$) comparée à celles mesurées dans les tissus des moules de Sidi Mejdoub et Willis, soit respectivement $187,51 \pm 52,01$ et $198,29 \pm 19,88 \mu\text{g/g}$ de poids sec de tissus, où les teneurs varient peu (Fig. 31).

Si on compare nos résultats avec les classes de qualités de RINBIO, 2003 (*In KANTIN et PERGANT-MARTINI, 2007*) on conclut que la concentration moyenne de zinc dans la chaire des moules provenant de Sidi Mejdoub et de Bateau cassé est située dans la gamme de référence ($< 190,98 \mu\text{g/g P.S.}$). Par contre, les teneurs de zinc dans les moules provenant de site de Willis, ont des concentrations appartiennent à la gamme de sécurité (Tab. 20 et Fig. 31).

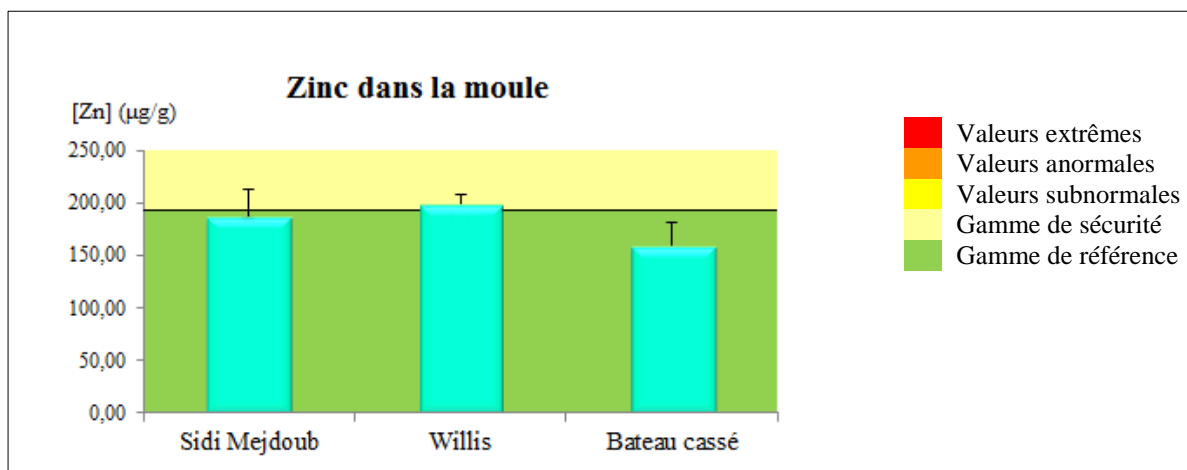


Fig. 31 : Variation spatiale des concentrations moyennes du cuivre en ($\mu\text{g/g P.S.}$) dans la moule *M. galloprovincialis*

Nos résultats concordent avec ceux trouvés par : NAKIB, (2010) à Skikda, (Algérie) ; ANDRAL *et al.*, (2004) et le RNO, (2006) dans les côtes françaises méditerranéennes. Il est à noter que les concentrations en zinc sont plus élevées que celles signalées par DRIF, (2012) dans le Golf d'Annaba ; ROUANE-HACENE, (2013) dans les cotes d'Oran et de Mostaganem (Algérie) ; ANACLETO *et al.*, (2014) dans les côtes Ouest de Portugal et RICHIR et GOBERT, (2014) au niveau de Diane pond, (La Corse).

Quant aux teneurs de zinc dans la moule dans cette étude, ces dernières sont au-dessous de celles enregistrées par NAKIB, (2010) à El Kala, (Algérie) et BESADA *et al.*, (2011) dans la côte espagnole de l'Atlantique Nord.

III.3. COMPARTIMENT OURSIN

III.3.1. PARAMÈTRES BIOMÉTRIQUES DE L'OURSIN

Afin de caractériser, du point de vue biométrique, l'ensemble de la population de *P. lividus* étudiée (180 individus), nous avons mesuré les paramètres biométriques : le diamètre sans et avec piquants (en cm) et la hauteur du test sans et avec piquants (en cm) durant les quatre saisons d'observation (de l'Automne 2013 à l'Eté 2014) et pour chaque site d'étude : Sidi Mejdoub et Willis à Mostaganem et Bateau cassé à Alger.

III.3.1.1. RELATION BIOMÉTRIQUE ENTRE LE DIAMÈTRE SANS PIQUANT (D) ET LA HAUTEUR SANS PIQUANTS (H) DE L'OURSIN

L'analyse de variance effectuée sur les paramètres biométriques des oursins *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites à travers le test F, ANOVA (Tab. 21) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte très significativement ($p < 0,001$) les deux paramètres biométriques : le diamètre sans piquant (D) et la hauteur sans piquants (H).

Tab. 22 : résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques le diamètre sans piquant (D) et la hauteur sans piquants (H) de l'oursin, provenant du Sidi Mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=180)

	F (site)	P	F (saison)	P	F (site x saison)	P
H	12,59	0,000**	23,62	0,000**	1,34	0,24 ^{ns}
D	31,34	0,000**	5,16	0,002*	1,38	0,22 ^{ns}

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ^{ns} : Non significatif)

La lecture des courbes puissances entre les paramètres hauteur sans piquants (H) et diamètre sans piquants (D) de *P. lividus* donne un degré de liaison de 56 % pour le site de Sidi Mejdoub (Fig. 32), 61 % pour le site de Willis (Fig. 33) et finalement 70 % pour le site de Bateau cassé (Fig. 34).

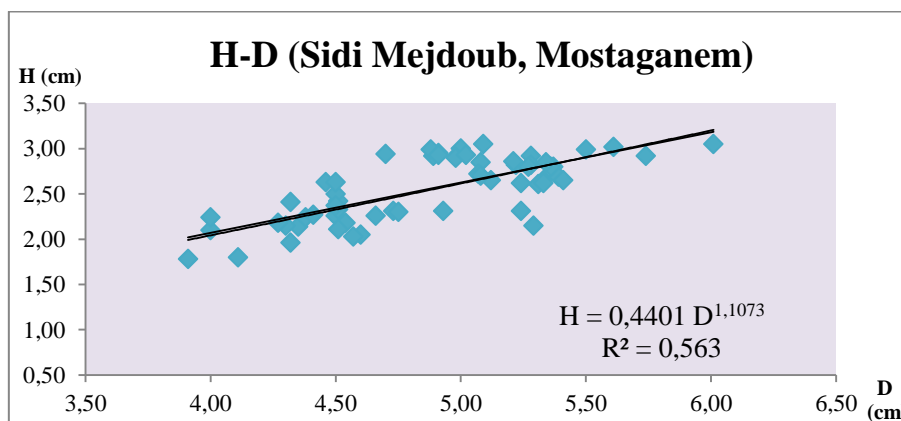


Fig. 32 : Relation biométriques entre le diamètre sans piquants (D) et la hauteur sans piquants (H) chez le *P. lividus* de Sidi Mejdoub (n = 60)

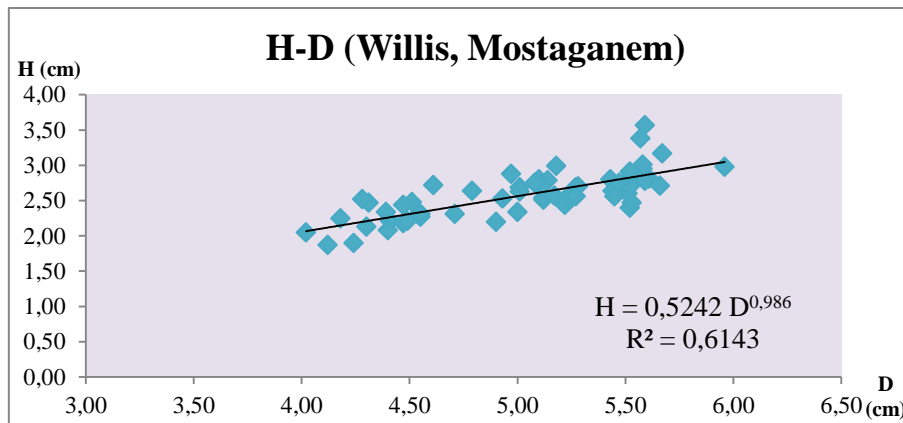


Fig. 33 : Relation biométriques entre le diamètre sans piquants (D) et la hauteur sans piquants (H) chez le *P. lividus* de Willis (n = 60)

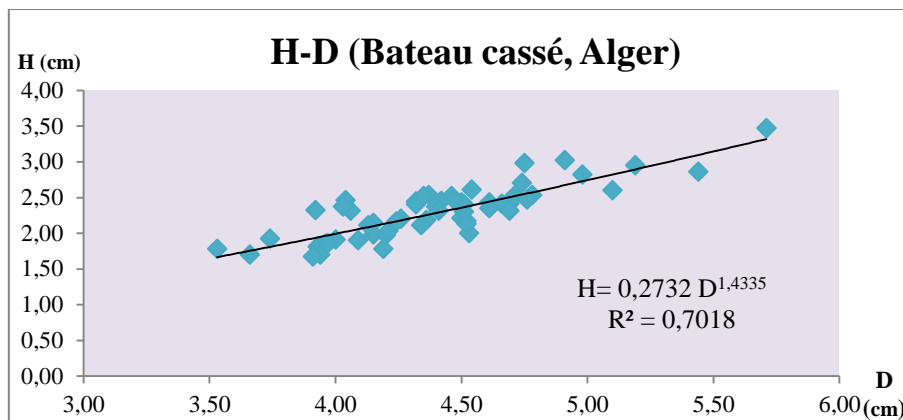


Fig. 34 : Relation biométriques entre le diamètre sans piquants (D) et la hauteur sans piquants (H) chez le *P. lividus* de Bateau cassé (n =60)

La hauteur du test sans piquants (H) la plus élevée de l'oursin *P. lividus* a été observée au site de Willis, durant les quatre saisons. Or, la valeur minimale de ce paramètre est signalée dans le site de Bateau cassé quel que soit la saison (Fig. 35).

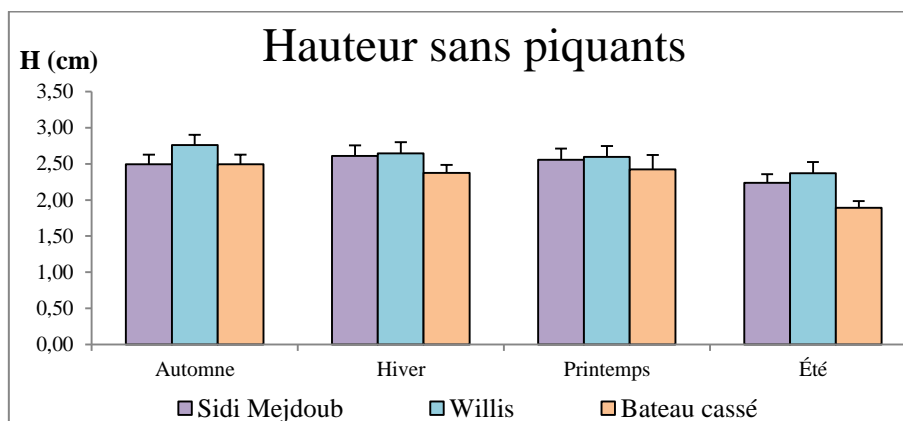


Fig. 35 : Etude comparative saisonnière des variations des hauteurs sans piquants moyenne des oursins *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites d'étude

L'étude comparative saisonnière des variations des diamètres sans piquants moyens (D) des oursins *Paracentrotus lividus*, montre que ce paramètre biométrique subi la même oscillation que la hauteur (H) ; (Fig. 36).

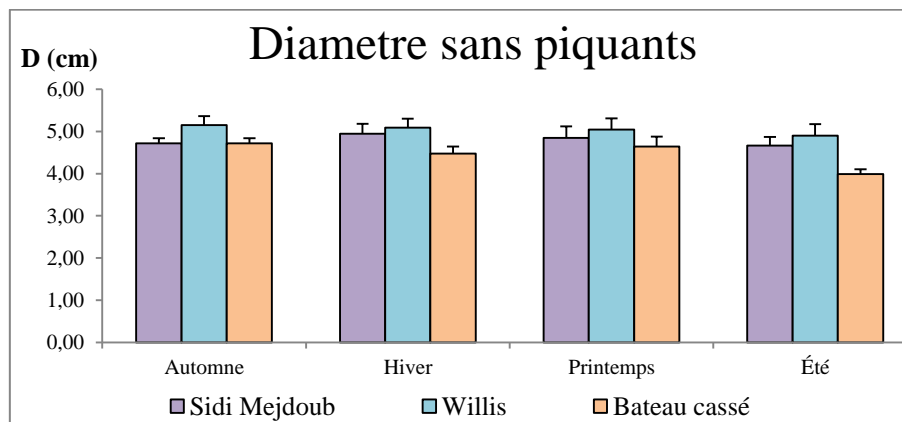


Fig. 36 : Etude comparative saisonnière des variations des diamètres sans piquants moyenne des oursins *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites d'étude

On observe une croissance majorante entre ces deux variables (H et D) sur l'ensemble de la population au niveau du site de Sidi Mejdoub avec ($b = 1,11$ et $n = 60$) et de Bateau cassé avec ($b = 1,43$ et $n = 60$) donc la hauteur de cet oursin évolue plus vite que son diamètre. Par contre, à Willis la croissance est isométrique (avec $b = 0,99 \sim 1$ et $n = 60$), donc la hauteur de cet oursin évolue à la même vitesse que son diamètre (Tab. 23).

Tab. 23 : Paramètres de l'équation de corrélation puissances liant le (H-D)

Station	n	a	b	r^2	Test t	Observation
Sidi Mejdoub	60	0,44	1,11	0,56	$t_{cal} = 8,64$	Croissance majorante
Willis	60	0,44	0,99	0,61	$t_{cal} = 9,61$	Croissance isométrique
Bateau cassé	60	0,27	1,43	0,70	$t_{cal} = 11,68$	Croissance majorante

De plus, la hauteur et le diamètre croissent d'une vitesse différente avec $t_{cal} = 8,64$ pour Sidi Mejdoub et $t_{cal} = 11,68$ pour Bateau cassé ; et avec une même vitesse avec $t_{cal} = 9,61$ pour Willis et qui sont tous supérieurs à $t_{théo} = 1,96$ pour ($p < 0,05$).

À partir d'une certaine taille, la croissance se ferait soit en largeur, soit en hauteur en fonction des possibilités qu'offre la roche ou le nombre d'individus voisins. Cette hypothèse est déjà confirmée par ALLAIN, (1972).

En général, l'oursin *P. lividus* présente une croissance proportionnelle entre la hauteur et le diamètre du test quel que soit la zone géographique ou le biotope étudié (CELLARIO et FENAUX, 1990 ; PANUCCI *et al.*, 1993).

Nos résultats concordent avec celle trouvées par SOUALILI, (2008) dans la baie d'Alger ; DERMECHE, (2010) et ROUANE-HACENE, (2013) à Mostaganem et Oran, et BOUKHELF, (2012) à Mostaganem.

III.3.1.2. RELATION BIOMÉTRIQUE ENTRE LE DIAMÈTRE AVEC PIQUANT (D_p) ET LA HAUTEUR AVEC PIQUANTS (H_p) DE L'OURSIN

L'analyse de variance effectuée sur les paramètres biométriques des oursins *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites à travers le test F, ANOVA (Tab. 24) révèle que l'interaction entre les deux facteurs (site et saison) affecte très significativement ($p < 0,001$) les deux paramètres biométriques à l'exception de la variation saisonnière de la hauteur avec piquants (H_p) ($P > 0,05$).

Tab. 24 : résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des paramètres biométriques le diamètre avec piquant (D) et la hauteur avec piquants (H) de l'oursin, provenant du Sidi Mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=360)

	F (site)	P	F (saison)	P	F (site x saison)	P
H_p	14,75	0,000**	0,920	0,433 ^{ns}	84,23	0,000**
D_p	40,47	0,000**	6,86	0,000**	247,84	0,000**

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ^{ns} : Non significatif)

La lecture des courbes puissances des différents sites entre la hauteur du test avec piquants (H_p) et diamètre du test avec piquants (D_p) donne un degré de liaison de 50 % pour le site de Sidi Mejdoub (Fig. 37), 36 % pour le site de Willis (Fig. 38) et finalement 18 % pour le site de Bateau cassé (Fig. 39). Dans tous les cas, la corrélation est faible entre les deux paramètres étudiée (H_p et D_p).

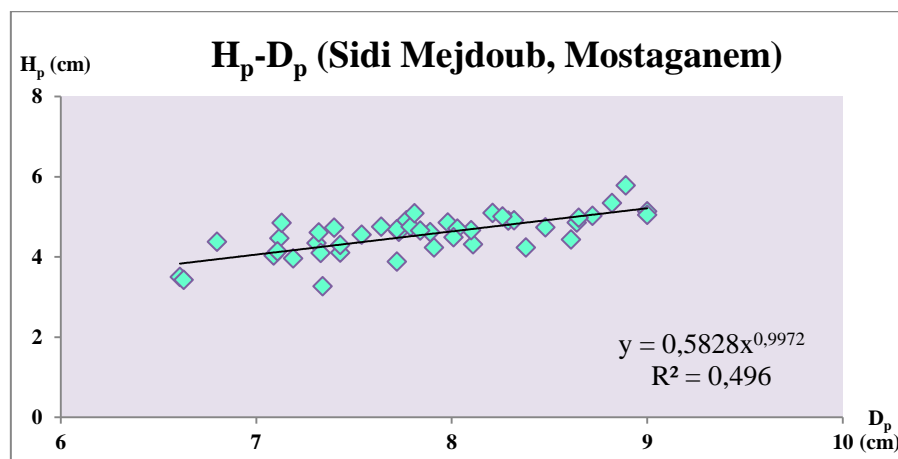


Fig. 37 : Relation allométrique entre le diamètre avec piquants (D_p) et La hauteur avec piquants (H_p) chez le *P. lividus* de Sidi Mejdoub (n = 45)

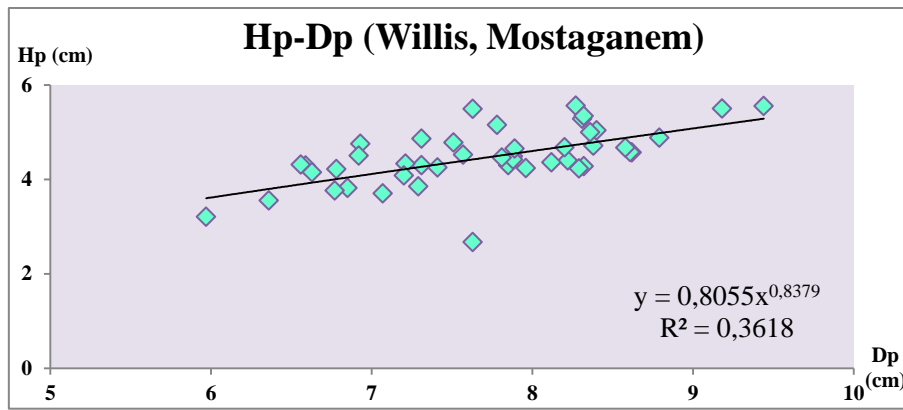


Fig. 38 : Relation allométrie entre le diamètre avec piquants (Dp) et La hauteur avec piquants (Hp) chez le *P. lividus* de Willis (n = 45)

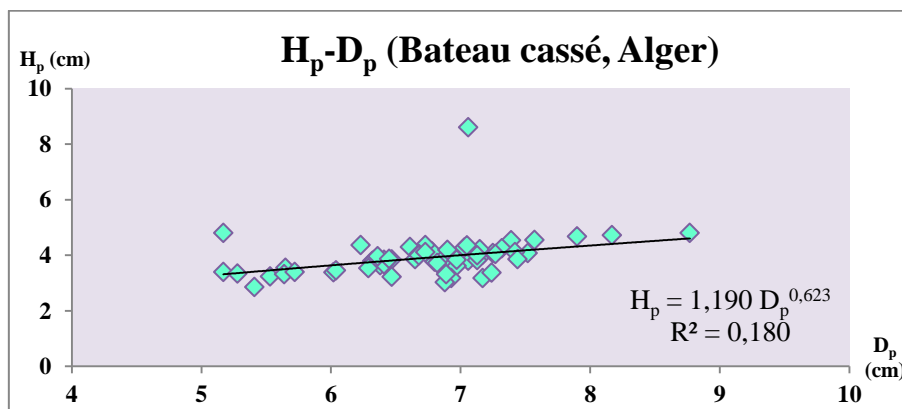


Fig. 39 : Relation allométrie entre le diamètre avec piquants (Dp) et La hauteur avec piquants (Hp) chez le *P. lividus* de Bateau cassé (n = 60)

Outre les manques de données pendant l’Automne au niveau de Sidi Mejdoub et Willis (Mostaganem) ; la valeur du diamètre maximale du test avec piquants a été signalée dans le site de Sidi Mejdoub durant le Printemps et l’Été. Par contre en Hiver, la valeur maximale de Dp est observée dans le site Willis.

Durant toutes les saisons, la valeur minimale de Dp a été remarquée au niveau de site Bateau cassé (Fig. 40).

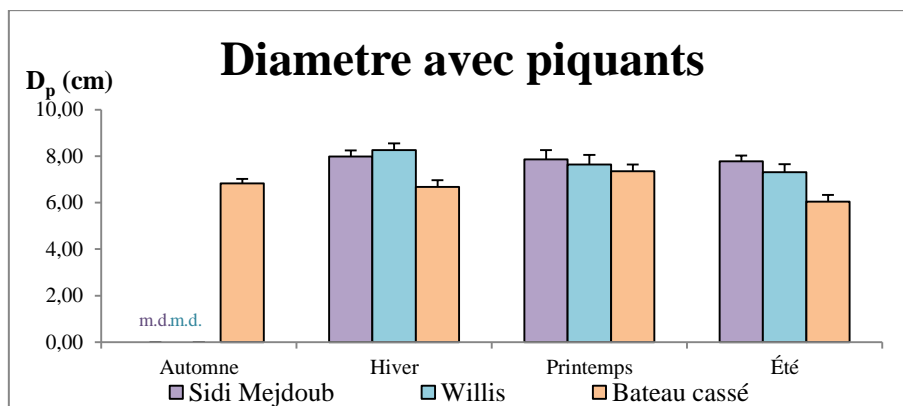


Fig. 40 : Etude comparative saisonnière des variations des diamètres avec piquants moyenne des oursins *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites d’étude, (m.d. : manque de données)

Quel que soit la saison d'observation, la valeur maximale de la hauteur avec piquant de l'oursin *P. lividus* est signalée chez les oursins de Sidi Mejdoub, en revanche, la valeur minimale est celle détectée chez les oursins de Bateau cassé (Fig. 41).

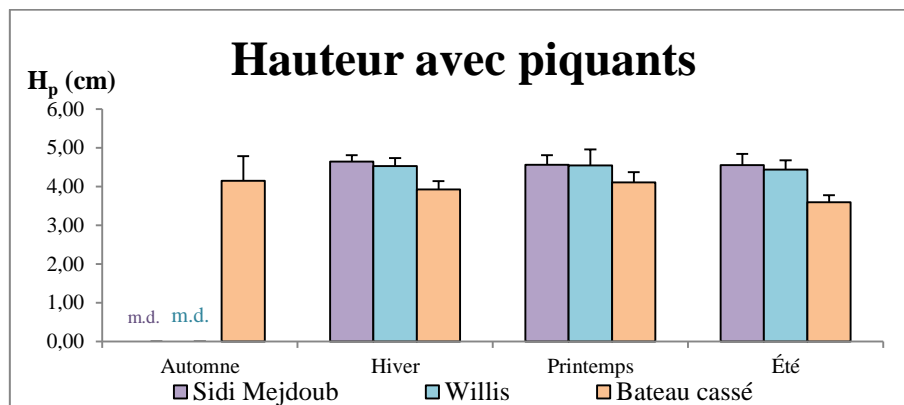


Fig. 41 : Etude comparative saisonnière des variations des hauteurs avec piquants moyenne des oursins *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites d'étude

La corrélation entre la hauteur avec piquants (H_p) et le diamètre avec piquants (D_p) affiche une pente de ($b = 1$) pour Sidi Mejdoub, donc la croissance est isométrique avec une corrélation de l'ordre de 50 %. Par contre, la pente affiche une valeur de 0,84 pour Willis et de 0,62 pour Bateau cassé qui sont tous inférieurs à 1, donc la croissance est minorante entre ces deux variables avec une corrélation de l'ordre de 36 % et 18 % respectivement. La hauteur du test avec piquants (H_p) de cet oursin évolue plus lente que son diamètre avec piquants (D_p) (Tab. 25).

Ainsi la hauteur du test avec piquants et le diamètre du test avec piquants croissent d'une vitesse différente (Tab. 25) avec $t_{cal} = 5,73$ (Willis) et $t_{cal} = 3,58$ (Bateau cassé) et avec la même vitesse avec $t_{cal} = 6,51$ (Sidi Mejdoub) qui sont tous supérieurs à $t_{théo} = 1,96$ pour ($p < 0,05$) ; (Tab. 25).

Tab. 25 : Paramètres de l'équation de corrélation (courbes puissances) liant le (H_p et D_p)

Station	n	a	b	r ²	Test t	Observation
Sidi Mejdoub	45	0,58	1,00	0,50	$t_{cal}=6,51$	Croissance isométrique
Willis	45	0,81	0,84	0,36	$t_{cal}=5,73$	Croissance minorante avec des vitesses différentes
Bateau cassé	60	1,19	0,62	0,18	$t_{cal}=3,58$	

Nos résultats concordent avec celle trouvées par [BOUKHELF, \(2012\)](#) à Mostaganem.

III.3.2. SEX-RATIO

III.3.2.1. SEX-RATIO SAISONNIÈRE

L'étude de la variation saisonnière du sex-ratio permet de voir la dynamique de la proportion des deux sexes durant les quatre saisons.

Dans notre étude, le sex-ratio présente des variations de grande amplitude, il varie de 0,88 (pendant l'Été à Sidi Mejdoub) à 4,00 (pendant l'Hiver au bateau cassé) (Tab. 26).

Au niveau du site de Sidi Mejdoub (Mostaganem) on observe une dominance féminine en Automne et au Printemps avec un sex-ratio de 1,14 et 2,75 respectivement. Par contre, la dominance des males a été signalée durant la saison estival avec un sex-ratio de 0,88. Un équilibre dans la proportion des sexes en période hivernale est enregistré dans cette zone (Tab. 26).

Au niveau du site de Willis (Mostaganem) et Bateau cassé (Alger), les femelles dominent durant toute la période d'observation (Tab. 26).

Tab. 26 : Distribution saisonnière de pourcentage de sexe et de sex-ratio chez *P. lividus* dans les trois sites d'étude

Paramètre	2013		2014		
	Automne	Hiver	Printemps	Été	
Sidi Mejdoub (Mostaganem)	% M ± I _{nt} C _{onf}	46,67±25,25	50,00±26,19	26,67±22,38	53,33±25,25
	% F ± I _{nt} C _{onf}	53,33±25,25	50,00±26,19	73,33±22,38	46,67±25,25
	Sex-ratio	1,14	1,00	2,75	0,88
Willis (Mostaganem)	% M ± I _{nt} C _{onf}	40,00±24,79	42,86±25,92	33,33±23,86	33,33±23,86
	% F ± I _{nt} C _{onf}	60,00±24,79	57,14±25,92	66,67±23,86	66,67±23,86
	Sex-ratio	1,50	1,33	2,00	2,00
Bateau cassé (Alger)	% M ± I _{nt} C _{onf}	46,67±25,25	20,00±20,24	33,33±23,86	26,67±22,38
	% F ± I _{nt} C _{onf}	53,33±25,25	80,00±20,24	66,67±23,86	73,33±22,38
	Sex-ratio	1,14	4,00	2,00	2,75

I_{nt} C_{onf}: intervalle de confiance pour 5 %

La dominance des males a été signalée par d'autres auteurs (ALLAIN, 1972) dans les côtes Nord de Bretagne et (BELKHEDIM, 2009) dans les côtes Oranaises (Algérie).

Le sex-ratio semble changer tout au long de l'année et d'une année à l'autre (GUETTAF, 1997).

III.3.2.1. SEX-RATIO GLOBAL

Dans notre étude, le sex-ratio a été déterminé sur un ensemble de 59 spécimens au niveau de Sidi Mejdoub et Willis et 60 pour le site de Bateau cassé ; soit 178 oursins en tout.

Tab. 27 : Distribution spatiale de pourcentage, de sex-ratio et écart-réduit chez *P. lividus*

Paramètre	moyenne	n	σ(x)	δ ²	ε
Sidi Mejdoub (Mostaganem)	% M ± I _{nt} C _{onf}	44,07 ± 12,67	26	1,73	3,00
	% F ± I _{nt} C _{onf}	55,93 ± 12,67	33	1,89	3,58
	Sex-ratio	1,27	59	-	-
Willis (Mostaganem)	% M ± I _{nt} C _{onf}	37,29 ± 12,34	22	0,58	0,33
	% F ± I _{nt} C _{onf}	62,71 ± 12,34	37	0,96	0,92
	Sex-ratio	1,68	59	-	-
Bateau cassé (Alger)	% M ± I _{nt} C _{onf}	31,67 ± 11,77	19	1,17	2,92
	% F ± I _{nt} C _{onf}	68,33 ± 11,77	41	1,17	2,92
	Sex-ratio	2,16	60	-	-

n : nombre d'individus ; σ(x) : écart-type ; δ² : variance ; I_{nt} C_{onf}: intervalle de confiance pour 5 %

La répartition des sexes de la population de *P. lividus* est consignée dans la (Fig. 42).

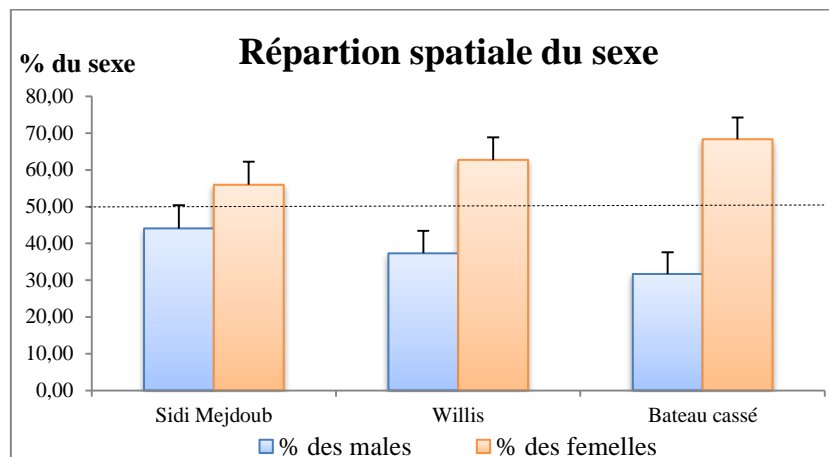


Fig. 42 : Variation intersites de pourcentage des deux sexes en fonction de stations chez le *P. lividus*

Les valeurs des sex-ratios calculées révèlent une dominance des femelles par rapport aux mâles. Le sex-ratio le plus élevé a été observé au niveau de Bateau cassé (2,16) puis à Willis (1,68) et finalement au site de Sidi Mejdoub (1,27) ; (Fig. 42).

Pour mieux expliquer cette différence de pourcentages obtenus entre les deux sexes, nous nous sommes basés sur le calcul de l'écart-réduit ε qui a révélé que la différence de pourcentage est significative ($\varepsilon > 1,96$) pour ($P < 0,05$) entre les trois sites (sidi Mejdoub, Willis, et Bateau cassé) (Tab. 27).

Ces résultats vont dans le même sens que ceux de la littérature, où plusieurs auteurs montrent qu'il existe un déséquilibre entre les deux sexes en faveur des femelles quel que soit le nombre d'effectif étudié et cela dans les différentes régions de la côte algérienne : la baie d'Alger (GUETTAF, 1997 ; SAOULILI, 2008), Anse de Kouali à Tipasa et Alger Plage à Alger (OUENDI et MENAD, 2006), Mostaganem (ADDA NEGGAZ, 2008 ; SAHNOUN, 2009 ; DERMECHE, 2010 ; BOUKHELF, 2012) et la baie d'Oran (BOUGUERARA et BOUHENNI, 2008 ; BELKHEDIM, 2009 ; DERMECHE, 2010).

Le sex-ratio des adultes peut être influencé (*i.e.* déviation à partir d'un rapport de 1 : 1 de sexe) par : la période d'échantillonnage (OZVAROL et TURNA, 2009) ; la disponibilité des conditions alimentaires (des habitats sociaux plus typiques) qui pourraient attirer un nombre plus élevé des femelles (Mc PHERSON, 1965 et 1968 ; BERNARD, 1977 ; LESSIOS, 1979) ; la différence dans la croissance et la mortalité pourraient être à l'origine de la dominance d'un sexe par rapport à l'autre (Mc PHERSON, 1965) ; la distribution spatiotemporelle des deux sexes, leur potentiel reproducteur (nombre de sperme et d'œufs déposés) et leur comportement reproducteur avec différents moments de l'émission de gamètes (CLUTTON-BROCK et VINCENT, 1991 ; LEVITAN, 2004) ; la densité des individus adultes (GIANGUZZA *et al.*, 2007) ; prédation sélective naturelle selon le sexe (FENBERG et KAUSTUV, 2008 ; GIANGUZZA *et al.*, 2009) ; la saison de migration (LEVITAN, 2004) ; les activités anthropiques (la pêche et la récolte) (UPHOFF, 1998 ; BRAZEIRO et DEFEO, 1999 ; GUIDETTI *et al.*, 2004 ; DIELE *et al.*, 2005 ; TESSIER *et al.*, 2010).

III.3.3. INDICE GONADIQUE (IG)

L'indice gonadique est souvent utilisé pour déterminer les périodes de reproduction (préciser l'activité gonadique) au sein d'une population de *P. lividus* (FUJI, 1962 ; FENAUX, 1968 ; SELLEM et GUILLOU, 2007 ; DERMECHE *et al.*, 2009 ; SOUALILI et GUILLOU, 2009). Il exprime la relation entre un descripteur quantitatif de l'appareil sexuel et un descripteur quantitatif des organes somatiques (REGIS, 1979).

Sur nos trois zones d'étude et durant les quatre saisons d'observation, notre étude a porté sur 178 spécimens d'oursins *P. lividus* de diamètre moyen sans épines allant de $4,77 \pm 0,53$ cm et d'une hauteur moyenne sans épines allant de $2,48 \pm 0,37$ cm.

Les variations de l'indice gonadique en fonction de sites et saisons étaient statistiquement (Test F, ANOVA) non significatives ($P > 0,05$).

Tab. 28 : résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) de l'indice gonadique des oursins, provenant du Sidi Mejdoub et Willis (Mostaganem), et Bateau cassé (Alger) (n=180)

	F (site)	P	F (saison)	P
IG	1,93	0,201 ^{ns}	2,42	0,141 ^{ns}

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ^{ns} : Non significatif)

III.3.3.1. INDICE GONADIQUE SAISONNIER

Les résultats des variations saisonnières de l'indice gonadique de l'oursin *P. lividus*, provenant des trois sites sont représentées dans la Fig. 43.

L'évolution de l'indice gonadique, pour l'ensemble des sites, présente une allure saisonnière concordante : après le passage par un plateau automnal et hivernal, les valeurs d'IG les plus élevées s'observent en période printanière, suivie d'une chute de ce dernier pour atteindre une valeur minimale en période estivale.

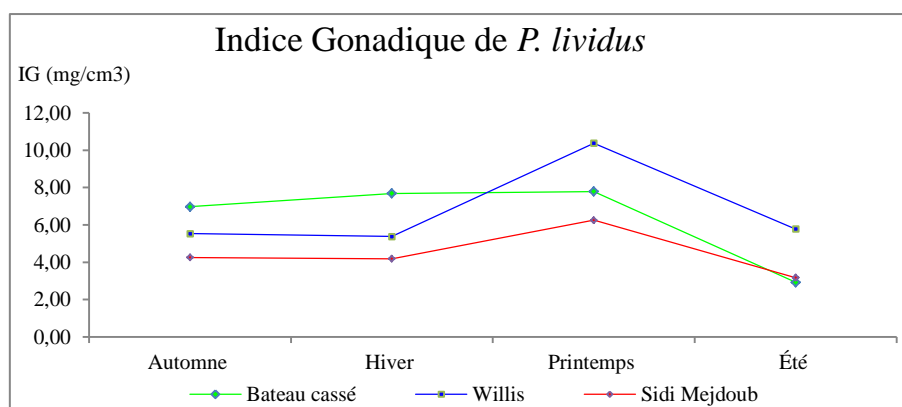


Fig. 43 : Variations saisonnière des valeurs de l'indice gonadique des *P. lividus* provenant des trois zones d'étude

Le développement gonadique passe par une phase de mise en réserve avec un indice gonadique élevé (BLIN, 1997 ; PETINAY *et al.*, 2009).

La chute de l'indice gonadique au cours de la période printanière traduit l'existence de ponte chez l'ensemble de la population de *Paracentrotus lividus* quelle que soit le site ; ceci est confirmé par d'autres travaux (GUETTAF, 1992 ; SOUALILI, 2008 ; BELKHEDIM, 2009 ; SAHNOUN, 2009 ; GARMENDIA *et al.*, 2010).

III.3.3.2. INDICE GONADIQUE GLOBAL

Les résultats des variations globales de l'indice gonadique des oursins *P. lividus*, provenant des trois sites sont présentés dans la Fig. 44.

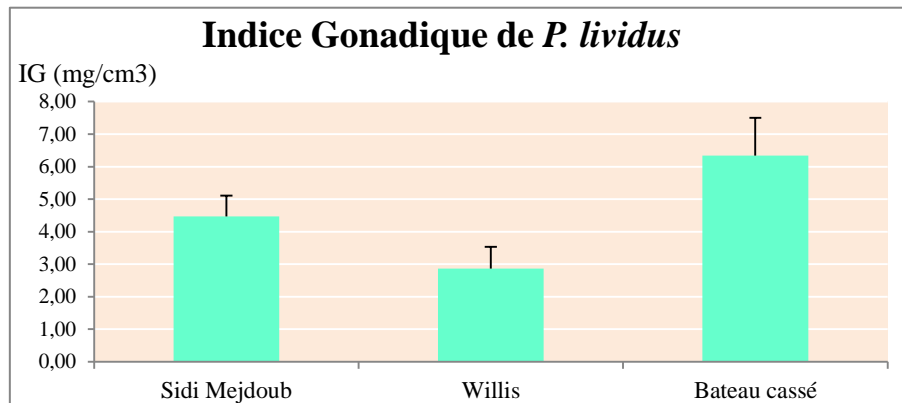


Fig. 44 : Les variations inter-sites de l'IG en (mg/cm³) au niveau des zones d'études

Les valeurs moyennes de l'IG sont plus fortes au niveau de site de Willis ($6,77 \pm 2,42$) puis celle du Bateau cassé ($6,35 \pm 2,31$) et finalement celle de Sidi Mejdoub ($4,47 \pm 1,29$) voir (Fig. 44) avec ($P > 0,05$) voir (Tab.28).

Les valeurs de l'IG observées sont très faibles par rapport à celles de la littérature (BELKHEDIM, 2009) à Oran ; (SAHNOUN, 2009) à Mostaganem. En revanche, nos résultats concordent avec ceux trouvés par DERMECHE, (2010) et BOUKHELF, (2012) au niveau du littoral Mostaganémois.

Les facteurs qui agissent sur l'indice gonadique, qui ne peuvent pas être pris en compte dans la présente étude, sont nombreux et leurs interactions complexes, et qui explique la variabilité spatio-temporelle de l'IG et les contradictions de la littérature sur ce sujet.

Cette variabilité peut être due à de nombreux facteurs, dont : (i) la taille des individus (FUJISAWA et SHIGEI, 1990 ; LUMINGAS, 1994 ; LAZANO *et al.*, 1995 ; FERNANDEZ, 1996) ; (ii) le sexe (OURENS *et al.*, 2013) ; (iii) la densité de la population (BYRNE, 1990 ; LUMINGAS, 1994) ; (iv) la qualité et la quantité de la nourriture disponible (REGIS, 1980 ; LAWRENCE et LANE, 1982 ; FRENANDEZ, 1989 ; LAWRENCE *et al.*, 1992 ; PEDROTTI, 1993 ; STARR *et al.*, 1993 ; GUETTAF, 1997) ; (v) le biotope occupé, la nature du substrat et la profondeur (REGIS, 1980 ; GUETTAF *et al.*, 2000 ; OURENS *et al.*, 2013) ; (vi) la photopériode (SPIRLET *et al.*, 2000 ; SHPIGEL *et al.*, 2004 ; GONZALEZ-IRUSTA *et al.*, 2009) ; (vii) la température de l'eau (GUILLOU et MICHEL, 1993 ; SPIRLET *et al.*, 2000 ; MUTHIGA et JACCARINI, 2005 ; JAMES *et al.*, 2007 ; BELKHEDIM, 2009) ; (viii) l'hydrodynamisme (SELLEM et GUILLOU, 2007 ; SOUALILI, 2008 ; GIANGUZZA *et al.*, 2013) ; (iv) la turbulence (PEDROTTI, 1993 ; SOUALILI, 2008) ; et (x) la pollution (GUETTAF, 1997 ; SOUALILI, 2008).

III.3.4. CONTAMINATION PAR LA POLLUTION BIOLOGIQUE

On a signalé la présence de l'algue exotique envahissante *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Fig. 45) au niveau du site Sidi Mejdoub (Mostaganem) et au site de Bateau cassé (Alger).

Cette algue a été signalée pour la première fois au port d'Alger par [OUELD-AHMED et MEINESZ, \(2007\)](#) et au niveau de la côte Mostaganemoise par [BACHIR BOUIADJRA et al., \(2010\)](#).



Fig. 45 : La présence de *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* à Sidi Mejdoub (Mostaganem)

Au niveau de site Bateau cassé (Alger), on a observé, au cours du prélèvement printanier de l'oursin *P. lividus*, la présence de cette algue au niveau du contenu digestif de l'oursin (Fig. 46).

De plus, des anomalies ont été observées concernant les gonades de cet oursin (environ chez 20% de la population prélevée) (Fig. 47).



Fig. 46 : la présence de *C. racemosa* var. *cylindracea* à l'intérieur de *P. lividus*



Fig. 47 : L'atrophisation du cinquième bras gonadique

III.3.5. NIVEAU DE CONTAMINATION DES OURSINS PAR LES MÉTAUX TRACES

III.3.5.1. RÉSULTATS DES TENEURS MÉTALLIQUES DANS LES OURSINS

Les valeurs des métaux traces mesurées dans les gonades de l'oursin *P. lividus* sont intercalibrées par rapport à l'échantillon de référence utilisé pour les moules (C.f. III.2.3.1.).

Chez l'oursin *P. lividus*, les teneurs en métaux ne varient pas significativement test F, ANOVA, ($p > 0,05$) quel que soit la saison et pour l'ensemble des sites.

Tab. 29 : Résultats de l'analyse de variance (Test F, ANOVA) des teneurs métalliques moyennes ($\mu\text{g/g P.S.}$) mesurées dans les tissus des Oursin *P. lividus*, provenant des trois sites d'étude ($n=15$)

	F (site)	P	F (saison)	P
Cu	0,20	0,823 ^{ns}	1,597	0,265 ^{ns}
Zn	0,856	0,457 ^{ns}	1,66	0,253 ^{ns}

(* : Significatif ($p < 0,05$) ; ** : Très significatif ($p < 0,001$) ; ^{ns} : Non significatif)

III.3.5.2.1. LE CUIVRE

➤ Variation saisonnière

Dans les gonades des oursins du site Sidi Mejdoub, la teneur la plus élevée en cuivre atteinte en Hiver ($6,28 \pm 1,86 \mu\text{g/g P.S.}$) en comparant à celles obtenues au cours des autres saisons. Quant à la teneur en Cu la plus faible ($0,53 \pm 1,06 \mu\text{g/g P.S.}$), elle a été enregistrée au Printemps.

Au niveau du site de Willis, les concentrations de Cu sont autour d'une moyenne de $3,49 \mu\text{g/g}$ en Automne, Hiver et Printemps. En revanche, la valeur atteint le niveau le plus faible durant l'Été ($0,50 \pm 1,66 \mu\text{g/g P.S.}$ de gonade).

Dans les gonades des oursins du site Bateau cassé, les teneurs de ce métal varient peu. Elles atteignent le niveau le plus élevé en Hiver ($3,47 \pm 1,31 \mu\text{g/g P.S.}$ de gonade) et le plus faible au Printemps ($3,05 \pm 1,18 \mu\text{g/g P.S.}$ de gonade) (Fig. 48).

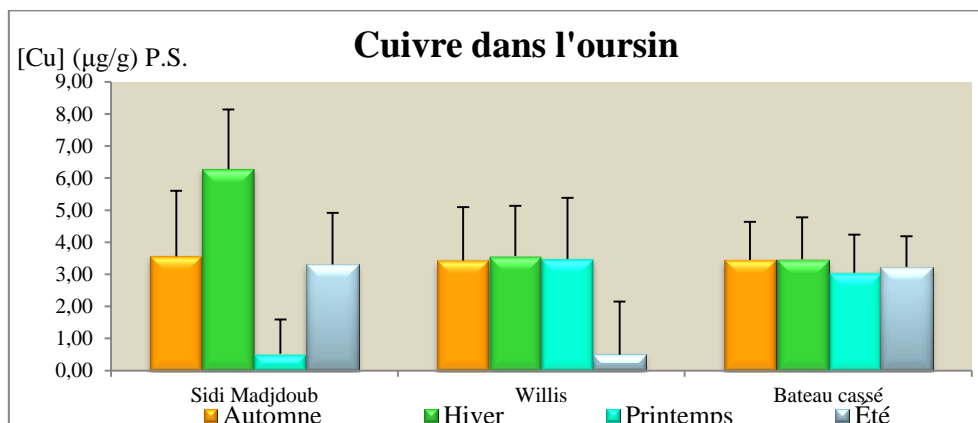


Fig. 48 : variation saisonnière du cuivre ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les gonades de l'oursin *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites d'étude

Durant les quatre saisons d'étude, on observe que la valeur de cuivre dans les gonades oscille autour d'une moyenne de $3,39 \mu\text{g/g P.S.}$. Cependant, la valeur maximale a été mesurée dans les gonades d'oursin provenant du site de Sidi Mejdoub en Hiver ($6,28 \pm 1,86 \mu\text{g/g P.S.}$), alors que la valeur la plus faible a été enregistrée dans les gonades d'oursin provenant du site de Willis ($0,50 \pm 1,66 \mu\text{g/g P.S.}$) en Été (Fig. 48).

Les concentrations du cuivre dans les gonades de l'oursin, sont inversement proportionnelles à l'indice de condition (Fig. 49) avec un degré de corrélation de 27,55%. Donc l'IG a un effet de dilution sur les concentrations de ce métal.

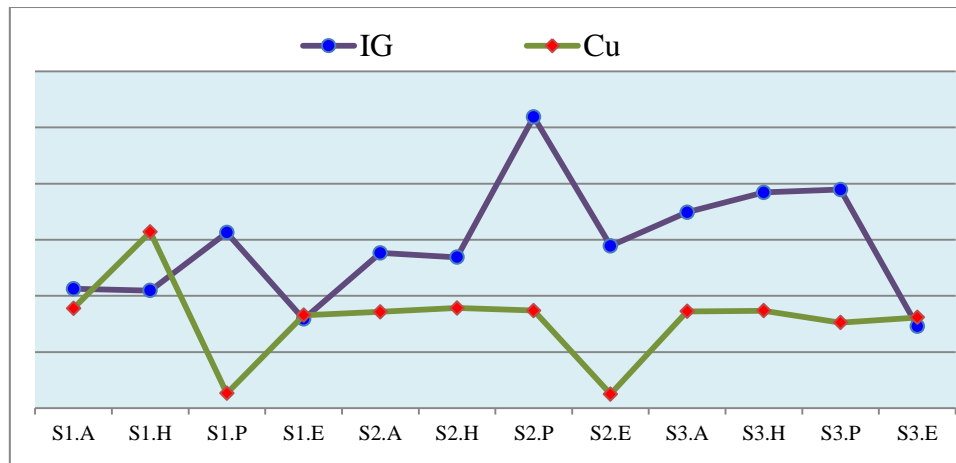


Fig. 49 : Corrélation entre l'indice Gonadique (IG) et la concentration du zinc ($\mu\text{g/g P.S.}$) dans les gonades de l'oursin *Paracentrotus lividus*
(S1) : Sidi Mejdoub, (S2) : Willis et (S3) Bateau cassé
(A) : Automne, (H) : Hiver, (P) : Printemps et (E) : Été

➤ Variation spatiale (inter-sites)

La teneur moyenne en cuivre dans les gonades de l'oursin du site Sidi Mejdoub atteint la valeur la plus élevée ($3,42 \pm 2,35 \mu\text{g/g P.S.}$) comparée à celles mesurées dans les gonades de l'oursin provenant de Willis et Bateau cassé, soit respectivement $2,75 \pm 1,50$ et $3,30 \pm 0,20 \mu\text{g/g P.S.}$ de gonade (Fig. 50).

Ces teneurs, restent au voisinage aux des normes fixées par l'AIEA pour la contamination en cuivre chez les organismes marins $3,28 \mu\text{g/g P.S.}$ (AIEA -407, 2003 *In* BENGUEDDA-RAHAL, 2012), à l'exception de du site de Willis d'où la concentration moyenne en Cu ($\mu\text{g/g P.S.}$) est faible par rapport cette norme (Fig. 50).

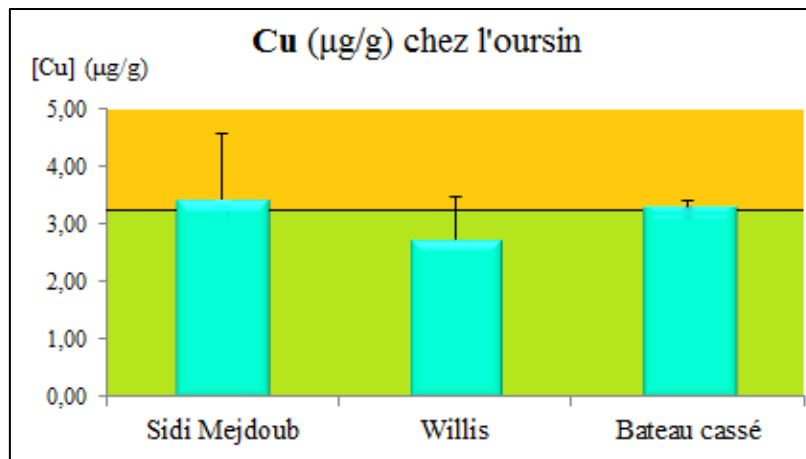


Fig. 50 : variation spatiale des concentrations moyennes du cuivre ($\mu\text{g/g}$ P.S.) dans les gonades de l'oursin

Nos résultats concordent avec celle trouvées par [SOUALILI *et al.*, \(2008\)](#) à Alger plage, Tamenfoust et Sidi Fredj (Alger, Algérie) ; [ROUANE-HACENE, \(2013\)](#) à Ain Defla (Oran, Algérie) et Hadjaj (Mostaganem, Algérie) et par [WARNAU *et al.*, \(1998\)](#) au niveau de Calvi (Corse), Ischia (Naples, Italie) et Marseille (France).

Tandis qu'elles sont plus élevées par rapport aux teneurs signalées par [BENGUEDDA-RAHAL, 2012](#) dans les côtes de Beni Saf (Ain Témouchent, Algérie) et Ghazaouet (Tlemcen, Algérie).

Cependant, les teneurs de cuivre dans les gonades de l'oursin de cette étude sont au-dessous de celles enregistrées par [ROUANE-HACENE, \(2013\)](#) au Port de pêche d'Oran (Algérie) et par [STORELLI *et al.*, \(2001\)](#) à l'Italie.

III.3.5.2.2. LE ZINC

➤ Variation saisonnière

Après un maximum enregistré en Automne avec ($232,63 \pm 20,17 \mu\text{g/g}$ P.S.), les teneurs en zinc mesurées dans les gonades des oursins du site de Sidi Mejdoub, nous observons une diminution de ce métal en Hiver, puis au Printemps et en Été, avec des teneurs respectives de ($214,21 \pm 19,22 \mu\text{g/g}$ P.S.) ; ($139,84 \pm 18,09 \mu\text{g/g}$ P.S.) et ($158,30 \pm 18,35 \mu\text{g/g}$ P.S.) (Fig. 51).

Au niveau du site Willis, les teneurs en Zn dans les gonades des oursins augmentent en Hiver et en Été, avec respectivement $167,10 \pm 20,11$ et $244,58 \pm 18,48 \mu\text{g/g}$ P.S. et diminuent en Automne et au Printemps, avec des valeurs respectives de $120,33 \pm 18,51$ et $94,27 \pm 19,18 \mu\text{g/g}$ P.S.

Dans les gonades des oursins du site de Bateau cassé, la variation des teneurs en Zn subit la même tendance que celle du site de Willis. La teneur en Zn atteint la valeur la plus élevée $424,63 \pm 18,07 \mu\text{g/g}$ P.S. en Été et la plus faible au Printemps, avec $97,38 \pm 16,53 \mu\text{g/g}$ P.S. (Fig. 51).

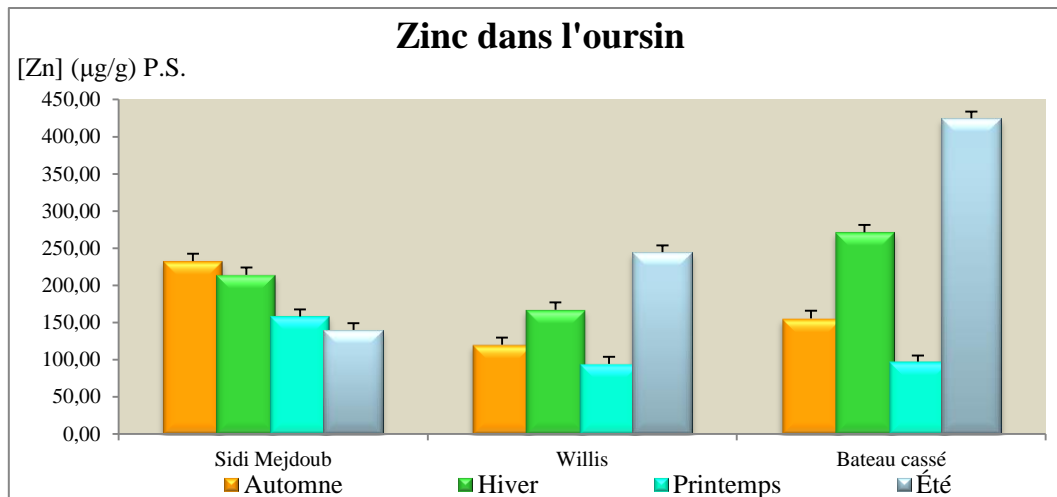


Fig. 51 : variation saisonnière du zinc ($\mu\text{g/g}$ poids sec) mesurées dans les gonades de l’oursin *Paracentrotus lividus*, provenant des trois sites d’étude

Durant les quatre saisons d’étude, on observe que la valeur maximale de zinc a été mesurée dans les gonades d’oursin provenant du site de Bateau cassé en Été ($424,63 \pm 18,07 \mu\text{g/g P.S.}$), or la valeur la plus faible a été enregistrée dans les gonades d’oursin provenant du site de Willis ($94,27 \pm 19,18 \mu\text{g/g P.S.}$) au Printemps (Fig. 51).

La corrélation entre la concentration du zinc dans les gonades et leur indice gonadique est très faible, elle est de l’ordre de 2%. Dans ce cas, l’effet de l’indice de condition sur la variation des teneurs de zinc dans les gonades d’oursin est négligeable.

➤ **Variation spatiale (inter-sites)**

La teneur moyenne en zinc dans les gonades de l’oursin du site Bateau cassé atteint la valeur la plus élevée ($237,28 \pm 144,33 \mu\text{g/g P.S.}$) comparée à celles mesurées dans les gonades de l’oursin provenant de Sidi Mejdoub et Willis, soit respectivement $186,25 \pm 44,23$ et $156,57 \pm 65,96 \mu\text{g/g P.S.}$ de gonade (Fig. 52).

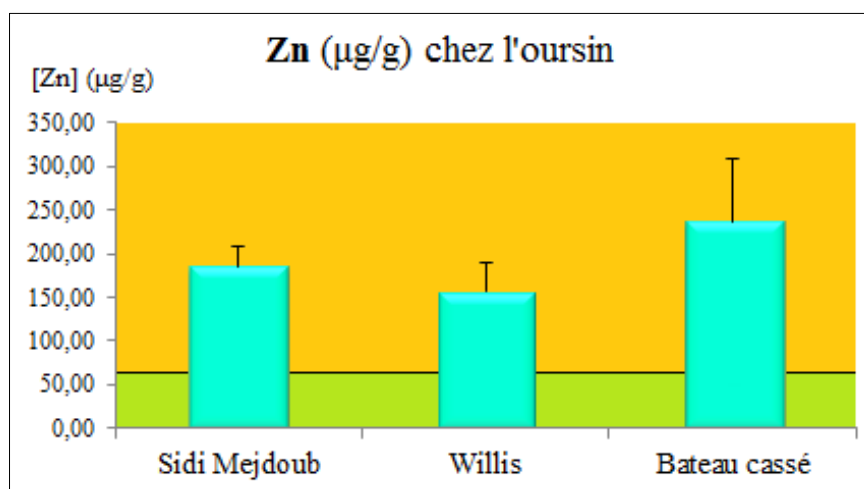


Fig. 52: variation spatiale des concentrations moyennes du zinc ($\mu\text{g/g P.S.}$) dans les gonades de l’oursin

Les teneurs moyennes en zinc dans les gonades de l'oursin provenant de trois régions sont très élevées par rapport à la norme fixée par l'AIEA qui est de 67,1 $\mu\text{g/g}$ P.S. (AIEA -407, 2003 *In* BENGUEDDA-RAHAL, 2012 ; Fig. 52).

Nos résultats concordent avec celle trouvées par WARNAU *et al.*, (1998) à Calvi (Corse) et STORELLI *et al.*, (2001) à l'Italie.

Tandis qu'elles sont plus élevées que celles signalées par BENGUEDDA-RAHAL, (2012) dans les côtes de Beni Saf (Ain Témouchent, Algérie) et Ghazaouet (Tlemcen, Algérie) ; GUENDOUZI et GHALMI, (2012) dans la baie d'Alger (Algérie) ; ROUANE-HACENE, (2013) dans les cotes d'Oran et de Mostaganem (Algérie) ; WARNAU *et al.*, (1998) dans la région d'Ischia (Naples, Italie) et Marseille (France).

Par contre les teneurs de zinc dans les gonades de l'oursin de cette étude sont en-dessous de celles enregistrées par SOUALILI *et al.*, (2008) à Alger plage, Tamenfoust et Sidi Fredj (Alger, Algérie).

III.4. FACTEUR BIOSÉDIMENT (F_b)

Pour évaluer l'efficacité de la bioaccumulation des métaux traces par la moule *M. galloprovincialis* et l'oursin *P. lividus* ; *i.e.* Relation bioaccumulateur « moule/oursin » et le milieu « sédiment » ; le facteur biosédiment a été calculé pour les deux espèces dans les trois zones d'étude.

Le facteur biosédiment (Fig. 53) révèle que la moule *M. galloprovincialis* accumule mieux le cuivre que l'oursin *P. lividus* sur l'ensemble des zones d'étude. Par contre, le zinc est plus bioaccumulable par l'oursin *P. lividus* que par la moule *M. galloprovincialis*.

Le Zn est le métal qui présente la valeur la plus haute de F_b , or que le Cu est le métal ayant la plus petite valeur. Donc le Zn est le métal le plus bioaccumulable parmi les métaux traces étudiés (Cu et Zn).

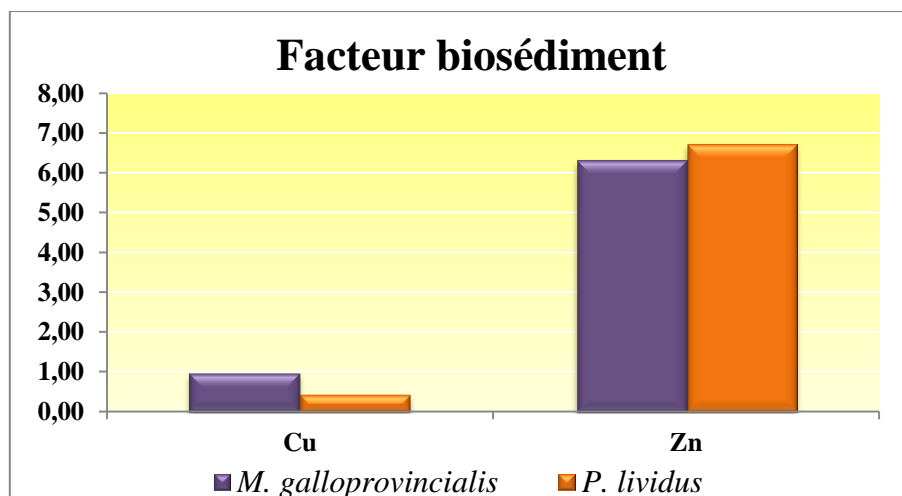


Fig. 53 : Valeurs moyennes du facteur de biosédiment de Cu et Zn chez la moule *M. galloprovincialis* et l'oursin *P. lividus*

Conclusion générale

CONCLUSION GÉNÉRALE

Pour une solide connaissance de la biodiversité marine, pour une fiable valorisation de cette biodiversité et à fin de proposer une gestion durable, il est incontournable d'identifier et quantifier les niveaux de présence des contaminants chimiques toxiques dans cet écosystème.

L'originalité de cette étude réside dans sa pluridisciplinarité par l'utilisation d'une approche biologique basée sur le suivi des indices biologiques (biométriques et physiologiques) et l'estimation des teneurs et de la biodisponibilité des métaux traces (Cu et Zn) chez deux espèces bioindicatrices, la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus* et dans le sédiment, évoluant au niveau de trois sites du littoral algérien : (Sidi Mejdoub et Willis) à Mostaganem et (Bateau cassé) à Alger.

Selon l'indice de contamination des sédiments, tous les sédiments sont en état de référence pour le zinc et le cuivre. Ses teneurs sont très faibles par rapport à celles détectées dans les cotes algériens et à l'échelle méditerranéenne occidentale. Les métaux traces étudiés (Cu et Zn) sont plus concentrés dans les sédiments de Bateau cassé (Alger) par rapport respectivement à celles de Willis et de Sidi Mejdoub (Mostaganem).

Chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, des différences hautement significatives ($P < 0,001$) ont été observées dans les paramètres biométriques entre la saison et le site. La longueur des coquilles est corrélée plus avec la hauteur des coquilles que par rapport aux autres couples (Longueur-Epaisseur) et (Hauteur-Epaisseur), sur l'ensemble des sites. La croissance entre chaque couple de paramètre étudié est minorante ($b < 1$) avec des vitesses différentes ($t > 1,96$) sur l'ensemble des sites étudiés.

Il n'y a aucun effet station et saison sur la variation de l'indice de condition et sur l'accumulation des métaux traces ($P > 0,05$).

Selon l'indice de condition, il existe une ponte principale hivernale pour les moules de Bateau cassé (Alger), et une ponte principale printanière pour les moules provenant de Mostaganem (Sidi mejdoub et Willis).

L'évolution de l'indice de condition, au niveau des moules provenant de Mostaganem est inverse par rapport l'évolution de cet indice dans les moule provenant d'Alger, ce qui peut être expliqué par la latitude et/ou la pollution.

La bioaccumulation des métaux traces peut être affecté par la biodisponibilité de ces métaux. Pour le zinc, sa variation est due aussi à la variation de l'indice de condition. Les teneurs de cuivre mesurées dans les moules sont subnormales à Willis et Bateau cassé ; par contre, les teneurs de ce métal sont situées dans la gamme de sécurité à Sidi Mejdoub. Quant au zinc, les teneurs mesurées dans les moules sont situées dans la gamme de sécurité dans l'ensemble des sites.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Chez l'oursin *Paracentrotus lividus*, nous avons obtenu une différence spatio-temporelle hautement significative ($P < 0,001$) des diamètres et des hauteurs (avec et sans piquants).

La hauteur de l'oursin évolue plus vite que son diamètre à Sidi Mejdoub et Bateau cassé, cette évolution est isométrique à Willis ($t > 1,96$ pour $P < 0,05$).

La hauteur avec piquant de l'oursin évolue plus lentement que son diamètre avec piquants à Willis et Bateau cassé. Cependant, cette évolution est isométrique à Sidi Mejdoub ($t > 1,96$ pour $P < 0,05$).

Le sex-ratio au sein de la population *Paracentrotus lividus* est en faveur des femelles dans tous les sites et pendant les quatre saisons de suivi ($\epsilon > 1,96$ pour $P < 0,05$), avec une exception hivernale (1,00) et estivale (0,88) au site de Sidi Mejdoub.

Les résultats des variations saisonnières de l'indice gonadique de l'oursin *P. lividus*, provenant des trois sites traduisent l'existence de ponte printanière.

Il est à noter que la présence de l'algue *Caulerpa racemosa var. cylindracea* au niveau du site de Sidi Mejdoub et Bateau cassé doit certainement influencer le régime alimentaire de cette Échinidé et la santé de ces derniers. Cette hypothèse mérite d'être vérifiée.

La variation spatio-temporelle n'a pas un effet significatif sur la variation des métaux traces dans les gonades de l'oursin. La concentration de cuivre dans les gonades est autour des normes fixées par (AIEA, 2003). Par contre, la concentration en zinc est plus élevée par rapport à ces normes, elle est inversement proportionnelle à l'indice gonadique. Les gonades des oursins semblent être fortement contaminées par le zinc à l'échelle de Méditerranée occidentale.

La confrontation de tous ces résultats, à travers le facteur biosédiment, montre que la moule bioaccumulé mieux le cuivre que l'oursin, contrairement au zinc qui est mieux accumulé par l'oursin.

Toutefois, il faut signaler que malgré que le site du Bateau cassé apparait comme le plus impacté par les métaux traces, la population de moule de ce site croit très bien et se développe normalement révélant ainsi la capacité de ces bivalves à résister à ce type de pollution. Ce qui n'est pas le cas de l'oursin *P. lividus*.

PERSPECTIVES

Ce travail nécessite :

L'augmentation du nombre des métaux traces étudiés pour une meilleure évaluation du niveau de contamination.

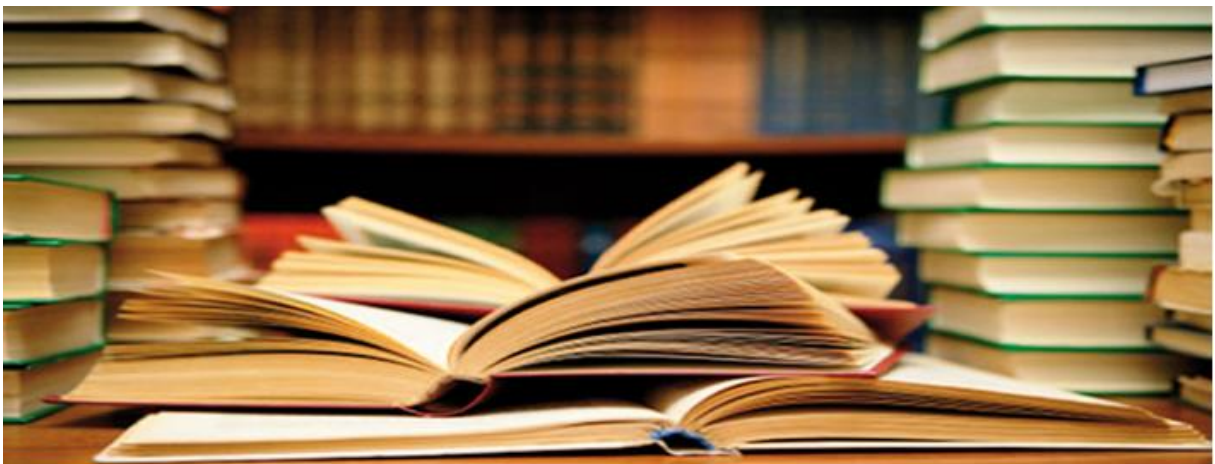
L'élargissement de l'utilisation de ces espèces (moule et oursin) pour l'ensemble du bassin algérien (implantation d'un réseau de biosurveillance à l'échelle nationale) ; a fin d'établir des classes de contamination Algérienne.

Inclus un programme de surveillance en utilisant les techniques de monitoring active, essentiellement dans les zones considérées polluées.

L'étude de comportement des métaux traces (synergie, antagonisme) vis-à-vis des divers facteurs physico-chimiques (*pH*, salinité, température,) et biologiques (niveau trophique, état sexuel, etc.).

La modélisation de la bioaccumulation des métaux traces chez la moule *M. galloprovincialis* et l'oursin *P. lividus*, afin de pouvoir l'utiliser dans différentes zones où les paramètres du milieu sont connus.

Reference Bibliography



RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

A

- ABRMC (Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse), (1984).** La pollution de la Saône : état de dégradation, influence des principaux apports, définition des priorités d'action.
- ADDA NEGGAZ, H. (2008).** Contribution à l'étude préliminaire de l'évolution des indices physiologiques (IR-IG) de deux classes de taille de l'oursin commun *P. lividus* de la région de Mostaganem. *Mémoire D.E.S. Dépt. De Biologie*, Faculté des Sciences, Université d'Oran : 33p.
- AICHIU, L et ECHCHATABI, L. (2006).** Evaluation de la qualité bactériologique des eaux de baignade des deux plages de la commune de Bab El Oued : R'mila et Kittani, Mémoire d'ingénieur en environnement marin, ENSSMAL (ex. ISMAL), 73p.
- ALLAIN, J.Y. (1972).** Structure des populations de *Paracentrotus lividus* (LAMARCK) (Echinodermata, Echinoidea) soumises à la pêche sur les côtes nord de Bretagne. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 39 (2), p. 171 à 212.
- ALLOUI-BEJAOU, N ; BEN OMRANE, O et SADOK, S. (2007).** Variations spatio-temporelles de l'indice de condition de *Mytilus galloprovincialis* en élevage et relations avec les teneurs en hydrates de carbone de la gonade. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 38, 2007.
- ALZIEU, C ; ABARNOU, A ; BASSOULLET, A et BOUTUER, B. (1999).** Dragage et environnement marin : Etats des connaissances. Plousane : Edition Ifremer .223p.
- AMIARD-TRIQUET, C ; BURGEOT, T et CLAISSE, D. (1999).** La surveillance de la qualité du milieu marin : l'expérience du Réseau national d'observation (RNO) et le développement de biomarqueurs. *Océanis. vol. 25 (4).* 1999. p. 65 1-61:14.
- AMINOT, A et CHAUSSEPIED, M. (1983).** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *Edt. CNEXO, Brest.* 395P.
- AMOKIES, D. (1993).** De l'existence d'un faciès coquillier relique en bordure externe de la Plateforme continentale du golfe d'Arzew. *Rapport de la Commission Internationale de la mer Méditerranée*, vol. 32, n° 1, p. 89.
- ANACLETO, P ; MAULVAULT, A.L ; NUNES M.L ; CARVALHOD, M.L ; ROSA, R et MARQUES, A. (2014).** Effects of depuration on metal levels and health status of bivalve molluscs. *Food Control* 47 (2015) 493-501.
- ANDRAL, B ; STANISIERE, J.Y ; SAUZADE, D ; DAMIER, E ; THEBAULT, H ; GALGANI, F et BOISSERY, P. (2004).** Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Mar. Pollut. Bull.* 49 (9-10), 704–712.
- ANDRAL, B et TOMASINO, C. (2010).** Réseau Intégrateurs Biologiques : résultats de la campagne 2009. RINBIO/RST.DOP/LER-PAC/10-15. Nov. 2010, 88 p.
- ANDRAL, B ; ALZIEU, C ; BERTRANDY, M.C ; BOISSERY, P ; DAURE, S ; PATRONE, J ; REBOUILLON, P et THEBAULT, H. (s.d).** Les guides méthodologiques du RLM : Evaluation de la contamination chimique et radiologique du sédiment. pp : 44 + annexes.
- ATSDR, (1990).** Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, atlanta, GA: US department of Health and Human Services, *Public Health Services*.
- AUBERT, M ; REVILLON, P ; BREITTMAYER, J.P ; GEUTHIER, M et FLATAU, G. (1983).** Métaux lourds en méditerranée. I^{er} tome CERBOM, 153p.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- AUGIER, H ; RAMONDA, G ; ROLLAND, J et SANTIMONE, M. (1989).** Teneurs en métaux lourds des oursins comestibles *Paracentrotus lividus* (Lamarck) prélevés dans quatre secteurs tests du littoral de Marseille (Méditerranée, France). *Vie Mar.* 10 (HS), 226–239.
- AZZOLINA, J.F ; BOUDOURESQUE, C.F et NEDELEC, H. (1985).** Dynamique des populations de *Paracentrotus lividus* dans la baie de Port-Cros (Var) : données préliminaires. *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 11, 61–81.
- AZZOLINA, J.F. (1988).** Contribution à l'étude de la dynamique des populations de l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lmk). Croissance, recrutement, mortalité, migration. *Thèse de Doctorat Ecologie*, Univ. Aix- Marseille II, Marseille, Fr., : 242 pp.



- BACHIR BOUIADJRA, B ; TALEB, M.Z ; MAROUF, A ; YUCEF BENKADA, M et RIADI, M. (2010).** First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the gulf of Arzew (Western Algeria). *Aquatic Invasion* (2010), volume 5 supplément 1:S97: S101.
- BAE, J.S et FREEMAN, H.S. (2007).** Aquatic toxicity evaluation of copper-complexed direct dyes to the *Daphnia magna*. *Dyes and Pigments* 73, 126-132.
- BANNI, M ; ATTIG, H ; SFORZINI, S ; OLIVERI, C ; MIGNONE, F ; BOUSSETTA, H et VIARENGO, A. (2014).** Transcriptomic responses to heat stress and nickel in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Aquatic Toxicology* 148 (2014) 104–112.
- BARILLE, A.L. (1996).** Contribution à l'étude des potentialités conchylicoles de Prthuis Breton. *Thèse de doctorat*. Université d'Aix-Marseille II, 243 pp.
- BARNES, D.K.A et CROOK, A.C. (2001).** Implication of temporal and spatial variability in *Paracentrotus lividus* populations to the associated commercial coastal fishery. *Hydrobiologia* 465, 95–102.
- BAYED, A ; QUINIOU, F ; BENRHA, A et GUILLOU, M. (2005).** The *Paracentrotus lividus* populations from the northern Moroccan Atlantic coast: growth, reproduction and health condition. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 85, 999–1007.
- BAYNE, B.L. (1976).** Marine mussels : their ecology and physiology. Cambridge University Press, 506 p.
- BEAUMONT, A et CASSIER P. (1978).** Biologie animale des Protozoaires aux Métazoaires.
- BEAUMONT, A et CASSIER, P. (2004).** Biologie animale : des protozoaires aux Métazoaires épithélioneuriens. Tome I. 3^{ème} édition. Edt. Dunod. 459p.
- BELAMIE, R. et PHELIPPOT, S. (1982).** Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés organochlorés. CEMAGREF, division qualité des eaux, pêche et pisciculture ; rap. N° 16, 8 p.
- BELANGER, D. (2009).** Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier. Essai présenté au Département de biologie en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale (maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale). Université de Sherbrooke. Québec, Canada, août 2009.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- BELKESSA, R. (2005).** Les ports algériens : ensablement et pollution par les métaux lourds et dragage. *Thèse Doctorat*, Université de Constantine Faculté des Sciences de la Terre, 425 p.
- BELKHEDIM, L. (2009).** Contribution à l'étude de la biologie de l'oursin régulier *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816) du Port d'Oran et d'Ain Franin. *Mémoire de Magister. L.R.S.E. Univ. D'Oran.* pp. 89.
- BENGUEDDA-RAHAL, W. (2012).** Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. *Thèse doctorat.* Université de Tlemcen. 109 p.
- BENOIT, C. (2005).** Biogéochimie et enregistrement des composés organostanniques dans les sédiments du bassin d'Arcachon. *Thèse doctorat. Univ. BORDEAUX I.* pp : 190 + annexes.
- BENZAOU, M.Y. (2010).** Mesure du stress sur la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) de la baie de Kristel (Est oranais). *Thèse de doctorat.* Université D'Oran Es-sénia. 70.p.
- BERNARD, F.R. (1977).** Fishery and reproduction cycle of the red sea urchin, *Strongylocentrotus franciscanus*, in British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34, 604–610.
- BERNARD, F.R. (1983).** Physiology and mariculture of some northeastern Pacific bivalve molluscs. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1-24.
- BESADA, V ; ANDRADEB, J.M ; SCHULTZE, F et GONZALEZ, J.J. (2011).** Monitoring of heavy metals in wild mussels (*Mytilus galloprovincialis*) from the Spanish North-Atlantic coast. *Continental Shelf Research* 31 (2011) 457–465.
- BHABY, S ; BELHSEN O. K. et ERRHIF, A. (2011).** Cycle de reproduction de la moule *Mytilus galloprovincialis* Lamarck 1819 au Maroc. Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime EDITION 2, TANGER, MAROC (2011).
- BHABY, S ; BELHSEN, O.K et ERRHIF, A. (2014).** *Mytilus galloprovincialis*; Reproduction Activity and Mantle Structure in a Zone Located in the Northwest of the Atlantic Ocean (Imessouane, Morocco). *J. Mar. Biol. Oceanogr.* 2014, 3:1.
- BHABY, S ; BELHSEN, O.K. et ERRHIF, A. (2013).** *Mytilus galloprovincialis*; Gametogenesis of a Colony of Mussels in a Fish Breeding Environment (Alboran Sea, M'diq, Morocco). *Journal of Fisheries and Aquaculture*, Volume 4, Issue 2, pp.-110-114.
- BLIN, J.L. (1997).** Culturing the purple sea urchin, *Paracentrotus lividus*, in a recirculation system, *Bull. Aquaculture Association Canada* 97 (1997) 8–13.
- BOUDOURESQUE C.F. et VERLAQUE, M. (2013).** Chapter 21 : *Paracentrotus lividus*. *In : Sea Urchins: Biology and Ecology. Edi.: John Miller Lawrence.* 2013 Elsevier B.V.
- BOUDOURESQUE, C.F. (1993).** Qualité du milieu marin. *In : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques.* BOUDOURESQUE, C.F ; AVON, M ; et PERGENT-MARTINI, C ; *édit ; GIS Posidonie pub ; France*, 283-289.
- BOUDOURESQUE, C.F. (1996).** Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. 2^e édition. GIS Posidonie *publ.*, Fr. pp : 1-243.
- BOUE, H et CHANTON, R. (1978).** Zoologie I, 2, Invertébrés .*Edit. Doin*, Paris, 713p.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- BOUGUERARA, F et BOUHENNI, K. (2008).** Contribution à l'étude des variations de l'indice gonadique et de réplétion chez l'oursin comestible *P.lividus* de la région de Mostaganem. *Mémoire D.E.S.* Dép. De Biologie, Faculté des Sciences, Univ .Oran : 32p.
- BOUKHELF, K. (2007).** Etude de l'écosystème aquatique du littoral de Seddaoua. *Mém. Ingénieur d'Etat.* Ressources Halieutiques. Univ. A.I.B. Mostaganem. *Fac. Des Sciences et Sciences de l'Ingénieur. Dép. des Scie. De la Mer et des Ressources Halieutiques.*
- BOUKHELF, K. (2012).** Données biométriques, indices physiologiques et dosage des métaux lourds chez l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) dans la région de Mostaganem (Algérie). *Mémoire de magister. L.R.S.E.* université d'Oran. 123 p.
- BOUST, D ; JOUANNEAU, J.M et LATOUCHE, C. (1981).** Méthodologie d'interprétation des teneurs totales en métaux traces contenus dans les sédiments estuariens et littoraux. *Bull. Inst. Géol. Bassin d'aquitaine*, 30, 72-78.
- BOUTIN, J.P ; DELOLME, H et ANDRE, L.J. (1992).** Eau de mer et pathologie. *Médecine d'Afrique Noire* : 1992, 39 (3), p : 197-176.
- BOWEN, H. J. M. (1966).** Trace elements in biochemistry. *Academic Press*, Londres : 241p.
- BRAZEIRO, A et DEFEO, O. (1999).** Effects of harvesting and density dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay. *Mar Ecol Prog Ser* 182: 127-135.
- BYRNE, M. (1990).** Annual reproductive cycles of the commercial sea urchin *Paracentrotus lividus* from an exposed intertidal and a sheltered subtidal habitat on the west coast of Ireland. *Mar, Biol*, 104: 275-289.

C

- CAHEN, D. (2006).** Dossier didactique, Moules natures, Muséum des Sciences naturelles.
- CAMPILLO, A. (1986).** Les pêcheries françaises de Méditerranée bilan de croissances, perspectives, IFREMER DRV 8 600 4 /RH/SETE, Fr. : 1-79.
- CAPPELLO, T ; MAISANO, M ; D'AGATA, A ; NATALOTTO, A ; MAUCERI, A et FASULO, S. (2013).** Effects of environmental pollution in caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Marine Environmental Research* 91 (2013) 52-60.
- CAROCCI, F. (2002).** La bathymétrie de la mer méditerranée. *In* FAO fishstat problématique de la pêche en méditerranée.
- CASAS, S. (2005).** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. *Thèse doctorat.* 301p + Annexes.
- CAULET, J. (1972).** Les sédiments organogènes du précontinent algérien. *Thèse d'Etat.* Univ de Paris. *Mem. Mus.* Paris. 97:100.
- CELLARIO, C et FENAUX, L. (1987).** Croissance des juvéniles de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) au cours de l'année qui suit la métamorphose, étude expérimentale. *In* : BOUDOURESQUE C.F., (ed), Colloque International sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles, *GIS Posidonie. Publ.*, Marseille, 157p.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- CHAPMAN P.M ; PAINE M.D ; ARTHUR A.D et TAYLOR L.A. (1996).** A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge *Mar. Pollut. Bull.*, 32, 47-64.
- CHAPMAN, P.M. et LONG, E.R. (1983).** The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 14, 81-84.
- CHIFFOLEAU, J. F ; AUGIER, H ; CHARTIER E et GROUHEL A. (2002).** Dosage de certains métaux traces (Ag, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, V, Zn) dans les organismes marins par absorption atomique. Méthodes d'analyse en milieu marin. Editions Ifremer, Plouzané, France: 36.
- CHIFFOLEAU, J.F ; CLAISSE, D ; COSSA, D ; FICHT, A ; GONZALEZ, J.L ; GUYOT, T ; MICHEL, P ; MIRAMAND, P ; OGER, C et PETIT, F. (2001).** La contamination métallique. Programme scientifique Seine-Aval, IFREMER *édit.* 8 : 1-39.
- CLAISSE, D. (1992).** Accumulation des métaux lourds et polluants organiques par les coquillages. *In* Coquillages et santé publique, du risque à la prévention (Editions Ecole Nationale de la Santé Publique). Deuxième partie, chapitre VI, pages 99-111. ISBN : 2-85952-568-8.
- CLAISSE, D. (2007).** Surveillance chimique : Guide de prélèvement d'échantillons marins pour l'analyse des contaminants chimiques. *IFREMER* (éd.). Août 2007 – R.INT.DCN-BE/2007.05/ Nantes. 23p.
- CLARISSE, O ; OUDDANE, B ; FISCHER. J. C et WARTEL, M. (2004).** Les sédiments : puits ou source de contaminants métalliques ? Contribution au projet pluridisciplinaire dynamique du fonctionnement des vasières (DYVA). Programme Seine-Aval 2. Rapport annuel 2003. P : 1-14.
- CLUTTON-BROCK, T.H et VINCENT, A.C.J. (1991).** Sexual selection and the potential reproductive rates of males and females. *Nature*, 351, 58–60.
- COE, W. (1943).** Sexual differentiation in mollusks, 1. Pelecypodes, *Q.Rev.Biol.*, 18(2):154.-64.
- COSSA, D ; ABARNOU, A ; ANDRAL, B ; BOUGRIER, S ; BUESTEL, D ; CLAIS, D ; HATT, P.J et STANISIERE, J.Y. (1998).** De l'usage de la méthode des transplants de moule pour le suivi de la contamination chimique le long des côtes méditerranéennes françaises. *Rapport DELIPC*, RA708. Mars 1998.
- COSSA, D ; BUSCAIL, R ; PUIG, P ; CHIFFOLEAU, J.-F ; RADAKOVITCH, O ; JEANTY, G et HEUSSNER, S. (2014).** Origin and Accumulation of Trace Elements in Sediments of the Northwestern Mediterranean Margin. *Chemical Geology*, Volume 380, Pages 61-73.
- COSSA, D. (1989).** A review of the use of *Mytilus* spp as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica Acta*, 12(4), 417-432.
- COSSA. D ; ELBAZ-POULICHET, F ; GNASSIA-BARELLIM, M et ROMEO, M. (1993).** Le plomb en milieu marin : biogéochimie et écotoxicologie. Repères océan (Ifremer) : 3,76 p.
- COUSTAU, C. (1991).** Analyse génétique et physiologique des interactions hôte-parasite : le système *prosorhynchus squamatus* - *Mytilus*. *Thèse doctorat*. Université de Montpellier II. France. pp : 1-107+ annexes.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

CURTOSI, A. et VODOPIVEZ, E. (1992). Surveillance des métaux lourds dans les sédiments marins superficiels dans l'anse Potter, île 25 de mayo (Shetland du Sud), Antarctique. 2^{ème} Symposium International sur les Sédiments Contaminés. Session d'affiches. P : 366-369.

D

DA ROS, L ; BRESSAN, M et MARIN, M.G. (1985). Reproductive cycle of the mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) in Venice Lagoon (North Adriatic), *Bolletino di zoologia*, 52:3-4, 223-229.

DABY, D. (2006). Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air and soil pollution* 174, 63-91.

DAMERON, C. et HOWE, P. D. (1998). Copper Environmental Health criteria n° 200. Geneva, World Health Organization.

DANCE, C. (1985). Contribution à l'étude des Echinoides réguliers du parc national de Port-Cros : Déplacement de *Paracentrotus lividus*. Prédation de *Paracentrotus lividus* par *Marthasterias glacialis*. Relation taille poids chez *Sphaerechinus granularis*. *Mem. D.E.A.E. Ecol. Medi*, Uni.Aix-Marseille II, France., pp : 1-80.

DARDIGNAC, M.J. (1995). Cycles de reproduction naturelle des moules. Groupe de travail sur la Reproduction des Mollusques Bivalves d'Aquaculture Marine (Nantes 14-15 nov.95). In DEVAUCHELLE, N ; BARRET, J et SALAUN G ; coord. (1997). Groupe de travail sur la reproduction naturelle et contrôlée des bivalves cultivés en France, Nantes (France), IFREMER, Rapport interne DRV 97-11 RA/RST/BREST : 217 pages.

De RIDDER, C. (1986). Les échinides In : GUILLE, A ; LABOUTE, P et MENOUE, J. L. (eds). Guide des étoiles de mer, oursins et autres échinodermes du lagon de Nouvelle-Calédonie, *Coll. Faune tropicale*, ORSTOM, Paris.

DELMAS, P et REGIS, M.B. (1985). Impact de la pollution domestique sur la Biologie de la morphométrie de l'Echinoides *Paracentrotus lividus* (Lmk). *C.R. Acad. Sci.*, 300, 4 : 1436.

DELMAS, P. (1992). Etude des Populations de *Paracentrotus lividus* (Lmk.) (Echinodermata: Echinoidea) Soumises à une Pollution Complexe en Provence Nord-occidentale: Densités, Structure, Processus de Détoxication (Zn, Cu, Pb, Cd, Fe). *Thèse Doctorat*, Université Aix-Marseille 3, Marseille.

DEN BESTEN, P.J ; POSTMA, J.F ; DE VALK, S ; DUBBELDAM, M et EVERAARTS, J.M. (2001). Environmental monitoring in the North Sea by combining biomarkers studies in the sea stars *Asterias rubens* with sediment quality assessment based on sea urchin bioassays. *Biomarkers in Marine Organisms: A Practical Approach*, GARRIGUES, Ph ; BARTH, H; WALKER, C.H. et NARBONNE, J.F. *editors* (Amsterdam; New York: Elsevier Science), pp. 279-330.

DERMECHE, S. (1998). Teneur en métaux lourds (Cd, Pd, Cu, Zn, et Ni) chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmk) pêché dans le golfe d'Arzew, *mémoire de Magister. Univ d'Oran*: 132 pp.

DERMECHE, S. (2010). Indices physiologiques, métaux lourds et bioessais chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lmk ,1816) de la côte oranaise (Algérie Ouest). *Thèse doctorat. L.R.S.E. Univ. D'Oran*. pp. 109.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- DIELE, K ; KOCH, Vet SAINT-PAUL, U. (2005).** Population structure, catch composition and CPUE of the artisanally harvested mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae) in the Caeté estuary, North Brazil: Indications for overfishing? *Aquat Living Resour* 18: 169-178.
- DRAPEAU, A ; COMEAU, L.A ; LANDRY, T ; STRYHN, H et DAVIDSON, J. (2006).** Association between longline setup and mussel productivity in Prince Edward Island, Canada. *Aquaculture* 261, 879–889.
- DRIF, F. (2012).** Distribution des métaux traces chez les bivalves (Mollusques) dans le golfe d'Annaba (Nord-Est Algérien). *Thèse de Doctorat*. Université de Badji Mokhtar, Annaba. 121p.

E

- EISLER, R. (1981).** Trace metal concentration in marine organisms. Oxford, Pergamon Press.
- ELISABETTA, M et GIOACCHINO, S. (2004).** Copper-induced changes of non-protein thiols and antioxidant enzymes in the marine microalga *Phaeodactylum tricorutum*. *Plant Science* 167, 289–296. Epithélienneuriens tome I 2^{ème} Edition, Dunod, Univ, : 447 p.

F

- FENAUX, L. (1968).** Maturation des gonades et cycle saisonnier des larves chez *A. lixula*, *P. lividus* et *Psammechinus microtuberculatus* (Echinides) à Villefranche -sur-Mer. *Vie et milieu*, 19(1-A), 1-52.
- FENBERG, F.B et KAUSTUV, R. (2008).** Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular Ecology*, 17, 209–220.
- FERNANDEZ, C et CALTAGIRONE, A. (1994).** Growth rate of adult sea urchins, *Paracentrotus lividus* in a lagoon environment: the effect of different diet types. *In: DAVID, B ; GUILLE, A ; FÉRAL, J.P et ROUX, M. (Eds.), Echinoderms through Time*, Balkema, Rotterdam, pp. 655–660.
- FERNANDEZ, C. (1989).** Contribution à l'élaboration des bases scientifiques de l'aquaculture de l'oursin *Paracentrotus lividus*. *Mem. Maitrise. Sci. Techn. Univ. Corse*.
- FERNANDEZ, C. (1996).** Croissance et nutrition de l'oursin *Paracentrotus lividus* dans le cadre d'un projet aquacole avec alimentation artificielle. *Thèse. Doct., Oceanol, Univ.Corse, Corse, France.*, 1-200.
- FILGUEIRA, R ; LABARTA, U et FERNANDEZ-REIRIZ, M.J. (2008).** Effect of condition index on allometric relationships of clearance rate in *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(2): 391-398.
- FILGUEIRA, R ; GUYONDET, T ; COMEAU, L.A et GRANT, J. (2014).** Physiological indices as indicators of ecosystem status in shellfish aquaculture sites. *Ecological Indicators* 39 (2014) 134– 143.
- FILGUEIRA, R ; COMEAU, L.A ; LANDRY, T ; GRANT, J ; GUYONDETB, T et MALLET, A. (2013).** Bivalve condition index as an indicator of aquaculture intensity: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 25 (2013) 215–229.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- FILGUEIRAS, A.V ; LAVILLA, I et BENDICHO, C. (2004).** Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Science of the Total Environment* 330 (2004) 115–129.
- FISCHER, W ; SCHNEIDER, M et BAUCHOT, M.L. (1987).** Fiches FAO identification des espèces pour les besoins de la pêche, Méditerranée et Mer noire, zone de pêche 37, Révision vol I végétaux et invertébrés : 760p.
- FRANTZIS, A ; BERTHON, J.F et MAGGIORE, F. (1988).** Relations trophiques entre les oursins *Arbacia lixula* et *Paracentrotus lividus* (Echinoidea Regularia) et le phytobenthos infralittoral superficiel dans la baie de Port-Cros (Var, France). *Scientific Reports of Port-Cros National Park* 14, 81–140.
- FUJI, A. (1962).** Strongy on the biology of the sea urchin. V. food consumption of strongy *Loцентrotus intermédius*. *jap.j.Ecol.*, 12(5), 181-186.

G

- GAITONDE, D ; SARKAR, A ; KAISARY, S ; SILVA, C.D ; DIAS, C ; RAO, D.P ; RAY, D ; NAGARAJAN, R ; DE SOUSA, S.N ; SARKER, S. et PATILL, D. (2006).** Acetylcholinesterase activities in marine snail (*Cronia contracta*) as a biomarker of neurotoxic contaminants along the Goa coast, west coast of India. *Ecotoxicology* 15, 353-358.
- GALAF, F et GHANNAM, S. (2003).** Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin. *Mémoire de troisième cycle*. Institut agronomique et vétérinaire Hassan II. Rabat. 101p.
- GANGNERY, A ; BACHER, C et BUESTEL, D. (2004).** Application of a population dynamics model to the Mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis*, reared in Thau Lagoon (France). *Aquaculture* 229 (2004) 289–313.
- GARMENDIA, J.M ; MENCHACA, I ; M.J BELZUNCE ; FRANCO, J et REVILLA, M. (2010).** Seasonal variability in gonad development in the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) on the Basque coast (Southeastern Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin* 61 (2010) 259–266.
- GARRIVIER, F. (1995).** Mise au point en écotoxicologie : détection des perturbations fonctionnelles des sédiments en présence de composés chimiques. *Thèse en Biochimie et Biologie Appliquées*. Université de Savoie, Chambéry, Fra. pp. 186 p.
- GEFFARD, O. (2001).** Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, Biodisponibilité des contaminants sédimentaires. *Thèse doctorat en écotoxicologie*. Univ. BORDEAUX I. France. pp : 1-330 + annexes.
- GHYOOT, M. (1991).** Les pédicellaires globifères de *Sphaerechinus granularis*, morphologie et comportement d'un appendice défensif. *Thèse Doct*. Univ, Bruxelles.
- GIANGUZZA, P ; BADALAMENTI, F ; GIANGUZZA, F ; BONA VIRI, C et RIGGIO, S. (2009).** The operational sex ratio of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations: the case of the Mediterranean marine protected area of Ustica Island (Tyrrhenian Sea, Italy). *Marine Ecology*. Volume 30, Issue 1, pages. 125–132, March 2009.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- GIANGUZZA, P ; BADALAMENTI, F et RIGGIO, S. (2007).** Operational sex ratio in the edible sea urchin *Paracentrotus lividus* at Ustica Island MPA (western Mediterranean, Italy). *Biol. Mar. Mediterr.* (2007), 14 (2): 108-109.
- GIANGUZZA, P ; BONAVIRI, C ; PRATO, E ; FANELLI, G ; CHIANTORE, M PRIVITERA, D ; LUZZU, F et AGNETTA, D. (2013).** Hydrodynamism and its influence on the reproductive condition of the edible sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Marine Environmental Research* 85 (2013) 29-33.
- GOLDBERG, E.D. (1975).** The Mussel Watch: A first step in global marine pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 1-111.
- GONZALEZ-IRUSTA, J.M ; GOÑI DE CERIO, F et CANTERAS, J.C. (2009).** Reproductive cycle of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Cantabrian Sea (northern Spain): environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, page 1-11.
- GOYER, R. A ET CLARKSON, T. W. (2001).** Toxic effects of metals. In : Casarett and Doull's Toxicology : The basic science of poisons. Klaasen, C.D., edit., and Mc Graw-Hill. Medical Division, pub., New York, 811–867.
- GRASSE, P ; POISSON, R.A. et TUZET, O. (1970).** Zoologie I. Invertébrés. Edit. Masson, Paris, 935p.
- GRASSE, P. (1948).** Traité de zoologie anatomie, Systématique, Biologie Echinoderme Stomocordés-Procordés, Edit, Masson, Paris : 10-77P.
- GRASSE, P.P et DOUMENC, D. (1998).** Zoologie : invertébrés. 6^{ème} édition de l'Abrégé zoologie invertébrés. Edt. Masson et C éditeurs. 919p.
- GROSJEAN, F. (2001).** Growth model of the reared sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816). *Thèse PhD.*, U.L.B., Belgique. 188p + annexes.
- GUAGNAIRE, B. (2005).** Etude des effets de polluants sur les paramètres hématologiques de l'huître creuse. *Crassostrea gigas*- Interactions entre environnement, mécanismes de défense et maladies infectieuses. *Thèse de Doctorat*. L'Université de la Rochelle. 412 p.
- GUENDOUZI, Y et GHALMI, R. (2012).** Contribution à l'étude de l'impact de la pollution chimique sur l'herbier à posidonie. *Compte rendu du séminaire conjoint Algérie-Japon sur la pollution marine due aux activités sur terre*. Alger-24 & 25 Avril 2012 : 69-72.
- GUETTAF, M ; SAN MARTIN, G.A. et FRANCOUR, P. (2000).** Interpopulation variability of the reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata : Echinoidea) in the south-western Mediterranean. *J.mar.biol.ass.U.K.* (2000), 80,899 - 907.
- GUETTAF, M. (1992).** Contribution à la connaissance de l'indice gonadique de l'oursin comestible *Pracentrotus lividus* (Echinodermata : Echinidea) en Méditerranée Nord-Occidental. *Vie Milieu*, 45(2) : 129-137.
- GUETTAF, M. (1997).** Contribution à l'étude de la variabilité du cycle reproductif (indice gonadique et histologie des gonades) chez *Paracentrotus lividus* (Echinodermata ; Echinidae) en Méditerranée sud (Algérie). *Thèse Doct. Océanologie*, Univ, Médit, Aix-Marseille II, France, 132p.
- GUIDETTI, P. (2004).** Consumers of sea urchins, *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*, in shallow Mediterranean rocky reefs. *Helgoland Mar Res* 58: 110-116.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

GUILLOU, M et MICHEL, C. (1993). Impact de la variabilité du recrutement sur le stock d'oursins commercialisable de l'archipel des Glénan (Sud-Bretagne). *Oceanologia acta*. 16(4): 423-430.

GUILLOU, M. (2006). The reproductive response of the sea urchin *P. lividus* (L) and *Psammechinus milaris* (G) to a hyperproteinated macrophytic diet. *J. exp. Mar. biol. Ecol.*, 339(1): 43 -54.

H

HAMON, P.Y. (1983). Croissance de la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) dans l'étang de Thau. Estimation des stocks de mollusques en élevage. *Thèse Doct. Etat, U.S.T.L., Montpellier*, 331p.

HARMELIN, J.G ; BOUCHON, C et HONG, J.C. (1981). Impact de la pollution sur la distribution des échinodermes des substrats durs en Provence (Méditerranée Nord-occidentale). *Téthys* 10, 13–36.

HAYA, D et REGIS, M.B. (1995). Comportement trophique de *Paracentrotus lividus* (Lmk.) (Echinodermata : Echinoidea) soumis à six régimes alimentaires dans des conditions expérimentales. *Mésogée* 54, 35–42.

HELSON, J.G ; PLEDGER, S et GARDNER, J.P.A. (2007). Does differential particulate food supply explain the presence of mussels in Wellington Harbour (New Zealand) and their absence on neighbouring Cook Strait shores? *Estuar. Coast. Shelf S.* 72, 223–234.

HEREU, B. (2005). Movement patterns of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in a marine reserve and an unprotected area in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. (Berlin, Ger.)* 26, 54–62.

HIS, E et CANTIN, C. (1995). Biologie et physiologie des coquillages. *R. INT. DEL/95.06/ARCACHON*.

HOLLEMAN, A.F et WIBERG, E. (1985). Lehrbuch der Anorganischen Chemie. Berlin-New York 568-570.

HOUMA, F ; TOUAHRIA, T ; MADI, F et BACHARI, N.E.I. (2009). Surveillance du Phytoplancton et Modélisation de la Couleur des Eaux Marines : Une Contribution à La Gestion Intégrée de la Zone Côtière Algéroise. IZMIR 2009.

HUANG, H ; WU, J.Y. et WU, J.H. (2007). Heavy metal monitoring using bivalved shellfish from Zhejiang coastal waters, East China Sea. *Environmental monitoring and assessment* 129, 315-320.

I

INAL, A. (2011). Les métaux traces dans les sédiments de la baie de Bou-Ismaïl : Surveillance de la contamination et étude des processus géochimiques. *Mémoire de magister. ENSSMAL*.

ISRAR, M ; SAHI, S ; DATTA, R et SARKAR, D. (2006). Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbania drummondii*. *Chemosphere* 65, 591-598.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

J

JAMES, P.J ; HEATH, P et UNWIN, M.J. (2007). The effects of season, temperature and initial gonad condition on roe enhancement of the sea urchin *Evechinus chloroticus*. *Aquaculture* 270, 115–131.

K

KANTIN R et PERGENT-MARTINI C. (2007). Monitoring de la qualité des eaux et de l'environnement marin - Rapport final – Région Corse. Programme INTERREG IIIA Sardaigne / Corse/ Toscane, MONIQUA N°MCD IIIA-03/08, Convention Ifremer PAC - Equipe Ecosystèmes Littoraux & Collectivité Territoriale de Corse MCD IIIA-03/08, Ifremer *publ.*, La Seyne : 1-222.

KARTAS, F et QUIGNARD, J.P. (1984). La fécondité des Poissons Téléostéens. *Masson. Ed.*, Paris.117p

KEMPF, M. (1962). Recherche d'écologie comparée sur *Paracentrotus lividus* (Lamarck.) et *Arbacia lixula* (L.).*Rec. Trav.Stnmar.Endoume.Fr.*25 (39).47-116.

KITCHING, J.A ; SLOANE .J.F et EBLING, F.J. (1959). The Mussels and Their Predators. *The Journal of Animal Ecology* 28(2): 331-341. *Ed. British Ecological Society. Ecology of Lough Ine: VIII.*

L

LABORATOIRE D'ETUDES MARITIMES (LEM), (2006). Etude d'impact sur l'environnement du dragage des abords des quais du port d'Alger.

LAFABRIE, C. (2007). Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme bioindicateur de la contamination métallique. *Thèse Doctorat écologie marine. Université de Cors, France.* pp : 1-141.

LAGADIC, L ; CAQUET, T ; AMIARD, J.C et RAMADE, F. (1998). Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. *Lavoisier pub.* 1-320.

LANE, T.W et MOREL, F.M.M. (2000). A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97(9): 4627-4631.

LAU, S ; MOHAMED, M ; TAN CHI YEN, A et SUUT, S. (1998). Accumulation of heavy metals in freshwater molluscs. *The Science of the Total Environment* 214, 113-121.

LAWRENCE, J.M ; FENAUX, L ; CORRE, M.C et LAWRENCE, A. (1992). The effect of quantity and quality of prepared diets on production in *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinodermata : Echinoidea). *Mar.Behav.physiol.*, 15 : 107 -110.

LAWRENCE, J.M et LANE, J.M. (1982). The utilisation of nutrients by post- metamorphic echinoderms. *In Echinoderm Nutrition (ed. M. Jangoux & J.M. Lawrence)*, pp. 331-372. A.A. Balkema, Rotterdam.

LAZANO, J ; GALERA, J ; LOPEZ, S ; TURON, X ; PALACIN, C et MORERA, G. (1995). Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats.*Mar.Ecol.Progr.ser.* 122 (1-3): 179-191.

LE DANOIS, E. (1925). Recherche sur les fonds chalutables des cotes de la Tunisie (croisières du chalutier « tanche » en 1924. *Ann. Sta. Oceanogr. Salammbô*, 1 :1-65.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- Le GALL, P et BUCAILLE, D. (1987).** Intérêt d'un élevage intensif de l'oursin violet *Paracentrotus lividus*. In BOUDOURESQUE, C.F. (ed), Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie publ, Marseille, 335-362.
- Le GALL, P ; BUCAILLE, D et DUTOT, P. (1989).** Résistance aux variations de salinité chez *Paracentrotus* et *Psammechinus*. *Vie Mar.*, H.S 10, 83–84.
- Le GALL, P ; BUCAILLE, D et GRASSIN, J.B. (1990).** Influence de la température sur la croissance de deux oursins comestibles, *Paracentrotus lividus* et *Psammechinus miliaris*. In: De RIDDER, C ; DUBOIS, P ; LAHAYE, M.C et JANGOUX, M. (Eds.), Echinoderm Research, Balkema, Rotterdam, pp. 183–188.
- Le GALL, P. (1989).** Echinoculture. pp : 468-491. In : BARNABÉ, G. (ed.). Aquaculture, vol. 1, 2nd ed. *Lavoisier Tech and Doc*, Paris.
- LECCHINI, D ; LENFANT, P et PLANES, S. (2002).** Variation in abundance and population dynamics of the sea-urchin *Paracentrotus lividus* on the Catalan coast (north-western Mediterranean Sea) in relation to habitat and marine reserve. *Vie Milieu*. 52, 111–118.
- LECLAIRE, L. (1972).** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares (Pré-continent Algérien). *Mémoire Museum histoire Naturelle*. Paris. Série C, Tome 24, pp 391.
- LESOUÉF, A ; BELAMIE, R et MONTIEL, A. (1979).** Un indicateur de pollution à mémoire. L'analyse des métaux dans les sédiments de rivière. *J. Fr. Hydrol* ; 10 (3) : 165-172.
- LESSIOS, H.A. (1979).** Use of Panamanian sea urchins to test the molecular clock. *Nature*, 280, 599–601.
- LEVITAN, D.R. (2004).** Density-dependent sexual selection in external fertilizers: variances in male and female fertilization success along the continuum from sperm limitation to sexual conflict in the sea urchin *Strongylocentrotus franciscanus*. *The American Naturalist*, 164, 298–309.
- LOUNIS, B et BELHADJ AISSA, A. (2005).** Pollution signature of water quality using remote sensing data, au 25th EARS el Symposium, Global developments in Environmental Earth observation from Space, 6-11 June 2005, Porto, Portugal.
- LUBET, P. (1959).** Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les mytilidés et les pectinidés (*Moll. Bival*). *Rev. Trav. Inst. Pêche Marit*. 23, 4, pp. 389-548.
- LUBET, P. (1963).** Physiologie des moules. *Bull. Soc. Sci. Vét. Med. Comp.* Lyon, 65, 1, pp. 31-62.
- LUBET, P. (1973).** Exposé synoptique des données biologiques sur la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk., 1819). *Synop. F.A.O.* Pêche 88.
- LUCAS, A. (1965).** Recherches sur la sexualité des Mollusques Lamellibranches. *Bull. Biol. Fr. Belg.*, 99(2):115-249.
- LUMINGAS, L.J.L. (1994).** La plasticité chez l'oursin *Sphaerechinus granularis* en rade de Brest (Bretagne, France). *Thèse Doct. Océanol.biol. Univ.Bretagne occidentale*.193pp.
- LUOMA, S.N. et HO, K.T. (1993).** Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. In *Handbook of Ecotoxicology* P 1:193-226, Calows (ed.), Blackwell, Oxford.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE



- MAOUCHE, S. (1987).** Mécanismes hydro-sédimentaires en baie d'Alger, approche sédimentologique, géochimie et traitement statistique. *Thèse de Doctorat* spécialité océanologie, université de Perpignan, 213p.
- MARCELLIN, Y.K ; BERNARD, S.M ; TROKOUREY, A et YOBOU, B. (2009).** Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in a Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*. Vol.34 No.2 (2009), pp. 280 -289.
- MARSDEN, I. (2004).** Effects of reduced salinity and seston availability on growth of the New Zealand little-neck clam *Austrovenus stutchburyi*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 266, 157–171.
- MAZURIÉ, J et BESSE, T. (2003).** Mise au point d'un protocole standard utilisant la cuisson au four a micro-ondes pour la mesure d'un indice de condition de moules. *IFREMER. DRV/RA. Laboratoire Conchylicole de Bretagne. Station de la Trinité-sur-Mer.* 14p.
- MC DONALD, J. et KOEHN, R. (1991).** Allozymes and morphometric characters of 3 species of *Mytilus* in the Northern and Southern hemispheres. *Mar. Biol.*111, pp. 323-333.
- MC PHERSON, B.F. (1965).** Contributions to the biology of the sea urchin *Tripneustes ventricosus*. *Bulletin of Marine Sciences*, 15, 228–244.
- MC PHERSON, B.F. (1968).** Contributions to the biology of the sea urchin *Eucidaris tribuloides* (Lamarck). *Bulletin of Marine Sciences*, 18, 400–443.
- MEARNS, A.J ; SWARTZ, R.C ; CUMMINS, J.M ; DINNEL, P.A ; PLESHA, P et CHAPMAN, P.M. (1986).** Inter-laboratory comparison of a sediment toxicity test using the marine amphipod, *rhepoxynius*. *Mar. envir. Res*; 19: 13-37.
- MERZOUKI, M et SIF, J. (2012).** Etude statistique de la survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la lagune de Oualidia et du littoral de Jorf-Lasfar (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, 2012, n° 34 (2), p. 173-182.
- MERZOUKI, M ; TALIB, N et SIF, J. (2009).** Indice de condition et teneurs de quelques métaux (Cu, Cd, Zn et Hg) dans les organes de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la côte d'El Jadida (Maroc) en mai et juin 2004. *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, 2009, n°31 (1), 21-26.
- MILLOT, C. (1989).** La circulation générale en Méditerranée occidentale. *Annales de géographie*, vol. 549, p. 497-515.
- MIQUEL, G. (2001).** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. 346 p + Annexes.
- MORCHID, A. (1987).** La reproduction des moules *Mytilus galloprovincialis* Lmk en élevage dans le golf de Fos. Aspects biologiques, biochimiques et bioénergétiques. *Thèse Université Aix-Marseille.* 111 p.
- MORILLO, J ; USERO, J et GRACIA, I. (2005).** Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain). *Chemosphere* 58, 1421-1430.
- MUTHIGA, N.A et JACCARINI, V. (2005).** Effects of seasonality and population density on the reproduction of the Indo-Pacific echinoid *Echinometra mathaei* Kenyan coral reef lagoons. *Marine Biology* 146, 445–453

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

N

- NACIRI, M. (1998).** Dynamique d'une population de moules, *Mytilus galloprovincialis* (Lmk.), vivant sur la côte atlantique marocaine. *Bull. Inst. Sci.*, Rabat, n°21 (1997-1998), pp. 43-50.
- NAKIB, L. (2010).** 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. *Mémoire de Magister*. Université MENTOURI de Constantine. 103p + annexes.
- NEDELEC, H et VERLAQUE, M. (1984).** Alimentation de l'oursin *Paracentrotus lividus* (Lamarck) dans un herbier à *Posidonia oceanica* (L) Delile en Corse (Méditerranée – France). In : BOUDOURESQUE *et al.*, (eds), international Workshop *Posidonia oceanica* beds ; GIS Posidonie Publ, Marseille, 1 : 349-364.
- NEEFS, Y. (1952).** Sur le cycle sexuel de *Sphaerechinus granularis* (Lmk) C. R. *Acad. Sci* ; Paris, Fr., (234) : 2233 -2235.
- NICHOLSON, S. (1999).** Cytological and physiological biomarker responses from green mussels, *Perna viridis* (L.) transplanted to contaminant sites in Hong Kong coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 39, 261–268.

O

- OLIVEIRA, A.R ; SYKES A.V ; HACHERO-CRUZADO, I ; AZEITEIRO U.M et ESTEVES, E. (2014).** A sensory and nutritional comparison of mussels (*Mytilus* sp.) produced in NW Iberia and in the Armona offshore production area (Algarve, Portugal). *Food Chemistry* 168 (2015) 520–528.
- OMS-IPCS, (1998).** Environmental Health Criteria n° 200 : copper, World Health Organisation, International Programme on chemical safety.
- ORBAN, E ; Di LENA, G; NEVIGATO, T; CASINI, I ; MARZETTI, A et CAPRONI, R. (2002).** Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) cultured in two different Italian sites. *Food Chem.* 77, 57–65.
- Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture (UNESCO), (1973).** Première session (Londres, Bloomsbury centre hôtel, 2-6 avril 1973) ; IOC/GIPME-I/3 *Corr.1*. Paris, le 22 mai 1973.
- OSTAPCZUK, P ; BUROW, M ; MAY, K ; MOHL, C ; FRONING, M ; SUSSENBACH, B ; WAIDMANN, E et EMONS, H. (1997).** Mussels and algae as bioindicators for long term tendencies of element pollution in marine ecosystems. *Chemosphere* 34 (9-10), 2049-2058.
- OTTMANN, F. (1965).** Introduction à la géologie marine et littorale. Edition Masson, Paris. 259p.
- OUELD-AHMED, N et MEINESZ, A. (2007).** First record of the invasive alga *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) on the coast of Algeria. *Cryptogamie algologie*, 28 (3), 303-305.
- OUENDI, J et MENAD, T. (2006).** Biométrie et indices physiologiques de deux populations à *Paracentrotus lividus* dans la région d'Alger. *Mem Ing.* USTHB.Alger 40 p+Annexes.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- OURENS, R ; FERNANDEZ, L ; FERNANDEZ-BOAN, M ; NAYA, I et FREIRE, J. (2013).** Reproductive dynamics of the sea urchin *Paracentrotus lividus* on the Galicia coast (NW Spain): effects of habitat and population density. *Mar. Biol.* (2013) 160:2413–2423.
- OZVAROL, Y et TURNA, I. (2009).** Determination of Some Biological Properties of *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) in Antalya Gulf Shores. *Journal of Applied Biological Sciences* 3 (1): 55-58, 2009.
- P**
- PANUCCI M, A ; PANAYOTIDIS, P et ZENETOS, A. (1993).** Morphological changes in sea-urchin populations as a response to environmental stress. *In* : ALDRICH J.C., (Ed), Quantified phenotypic responses in morphology and physiology. *JAPAGA, Ashford*, 247-257.
- PARKER, J.D ; BURKEPILE, D.E et HAY, M.E. (2006).** Opposing effects of native and exotic herbivores on plant invasions. *Science* 311, 1459-1461.
- PEDROTTI, M.L. (1993).** Spatial and temporal distribution and recruitment of echinoderm larvae in the Ligurian sea, *J.mar.biol.Ass. U.K.*, (73) : 513-530.
- PEREZ, T ; SARTORETTO, S ; SOLTAN, D ; CAPO, S ; FOURT, M ; DUTRIEUX E ; VACELET, J ; HARMELIN, J.G et REBOUILLON, P. (2000).** Etude bibliographique sur les bioindicateurs de l'état du milieu marin. Système d'évaluation de la Qualité des Milieux littoraux – Volet biologique. *Rapport Agences de l'Eau*, fascicules 2 : bioaccumulation des altérants dans les organismes marins, 79-109 pp.
- PEREZ-CAMACHO, A et GONZÁLEZ, R. (1984).** La filtración del mejillón (*Mytilus edulis* L.) en laboratorio, Actas do Primeiro Semminario de Ciencias do Mar as Rías Galegas. Cuadernos de Area de Ciencias Marinas. *Seminario de Estudos Galegos* 1: 427-437.
- PETINAY, S ; CHATAIGNER, C et BASUYAUX, O. (2009).** Standardisation du développement larvaire de l'oursin, *Paracentrotus lividus*, pour l'évaluation de la qualité d'une eau de mer. *Écologie. C. R. Biologies* 332 (2009) 1104–1114.
- PINNA, S ; PAIS, A et MELONI, P., et al., (2012).** Habitat preferences of the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 445, 173–180.
- POPADIC, A ; VIDOVIC, J ; COSOVIC, V ; MEDAKOVIC, D ; DOLENEC, M et FELJA, I. (2013).** Impact evaluation of the industrial activities in the Bay of Bakar (Adriatic Sea, Croatia): Recent benthic foraminifera and heavy metals. *Marine Pollution Bulletin* 76 (2013) 333–348.
- POWER, E.A et CHAPMAN P.M (1992).** Assessing sediment quality. *In* Burton, GAJ (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.
- PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT CÔTIER ALGÉROIS (PAC), (2004).** Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua. Bilan et diagnostic, partie I caractéristiques physiques, Projet PAC/ MATE-PAM/CAR ASP, 64p.
- PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT CÔTIER ALGÉROIS (PAC), (2005).** Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua Actions pilotes, plan d'action et recommandations.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

R

- RAINBOW, P.S. (1995).** Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 31, 183-192.
- RAMADE, F. (1992).** Précis d'écotoxicologie. Paris.
- REGIS, M. B. (1981).** Aspects morphométriques de la croissance de deux Echinoides du Golfe de Marseille, *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L). *Cah. Biol.Mar.*, 22 : 349-370.
- REGIS, M.B. (1978).** Croissance de deux Echinoides du Golfe de Marseille : *Paracentrotus lividus* (Lmk) et *Arbacia lixula* (L). Aspects écologiques de la microstructure du squelette et de l'évolution des indices physiologiques. *Thèse Doct d'Etat, Univ, Aix-Marseille III*, 221 p.
- REGIS, M.B. (1979).** Analyse des fluctuations des indices physiologiques chez deux échinoïdes : *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et *Arbacia lixula* (L.), du golfe de Marseille. *Tethys*, 9 (2) :167-181.
- REGIS, M.B. (1980).** Étude des possibilités d'élevage des oursins réguliers en fonction de la valeur de certains indices physiologiques. *Oceanologia acta*. (1980). Vol. 3. N° 1.
- RICHIR, J et GOBERT, S. (2014).** The effect of size, weight, body compartment, sex and reproductive status on the bioaccumulation of 19 trace elements in rope-grown *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators* 36 (2014) 33–47.
- RICO, V. (1989).** Contribution à l'étude des Préferenda Alimentaires et du Comportement Moteur de l'Oursin Régulier *Paracentrotus lividus*. Diplôme Etudes Approfondies Océanographie, Université Aix-Marseille 2, Marseille.
- RNO, (1995).** Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 1995. Ifremer et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 32 p.
- RNO, (2005).** Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. *Edition 2005*. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. 48 p.
- RNO, (2006).** Surveillance du Milieu Marin. Travaux du RNO. Edition 2006. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. 51 p.
- ROBERT, S et BEDIER, E. (2013).** Réseau national d'observation de la moule bleue *Mytilus edulis*, MYTILOBS, Campagne 2012. *RST/ ODE / LER / LERPC – mars 2013*. 34p.
- ROUANE-HACENE, O. (2013).** Biosurveillance de la qualité des eaux du littoral occidental algérien, par le suivi des indice biologique, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. *Thèse doctorat en sciences de l'environnement*. Univ. d'Oran. pp : 226.
- ROUSSIEZ, V ; HEUSSNER, S ; LUDWIG, W ; RADAKOVITCH, O ; DURRIEU DE MADRON, X ; GUIEU, C ; PROBST, J.L ; MONACOA, A et DELSAUT, N. (2012).** Impact of oceanic floods on particulate metal inputs to coastal and deep-sea environments: A case study in the NW Mediterranean Sea. *Continental Shelf Research* 45 (2012) 15–26.
- RUITTON, S ; VERLAQUE, M ; AUBIN, G et BOUDOURESQUE, C.F. (2006).** Grazing on *Caulerpa racemosa* var. *Cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea by Herbivorous fishes and sea urchins. *Vie et Milieu*, 56 (1): 33-41.

S

- SACCÀ, C ; SACCÀ, D ; NUCERA, P et DE FAZIO, A. (2011).** Composition and geochemistry of clay sediments offshore the northeastern Sicilian coast (Southeastern Tyrrhenian Sea, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92 (2011) 564-572.
- SAHNOUN, Z. (2009).** Etude préliminaire des indices physiologiques (Indice de Réplétion, Indice Gonadique) et dosage des métaux lourds chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) pêché sur le littoral mostaganémois. *Mémoire de Magister*. L.R.S.E. UNIVERSITE D'ORAN ES-SENIA.
- SAN MARTIN, G.A. (1995.a).** Contribution à l'étude du comportement trophique de l'Echnoïde *Paracentrotus lividus* (Lmk) dans l'étang de Thau (Hérault). *Oceanol. Univ. Aix-Marseille II*. France. 1-42.
- SAN MARTIN, G.A. (1995.b).** Contribution à la gestion des stocks d'oursin : Etude des populations et transplantations de *Paracentrotus lividus* à Marseille (France, Méditerranée) et production de *Loxechinus albus* à Chilio (Chili, Pacifique). *Thèse Doct, Ecol, Univ, Médit, Aix-Marseille II*, 166P.
- SASIKUMAR, G et KRISHNAKUMAR, P.K. (2011).** Aquaculture planning for suspended bivalve farming systems. The integration of physiological response of green mussel with environmental variability in site selection. *Ecol. Indic.* 11, 734–740.
- SCHERRER, B. (1984).** Biostatistique. E. Morin (éd.), Canada : 850 pp.
- SCHWARTZ, B. (1983).** Méthodes des statistiques à l'usage des médecins et des Biologistes. *Edit Flammarion*. Pages: 152 -162.
- SELLEM, F et GUILLOU, M. (2007).** Reproductive biology of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata ; Echinoïdae) in two contrasting habitats of northern Tunisia (south-east Mediterranean). *J.Mar.Biol.Asso.U.K.*,87 : 763-767.
- SELLEM, F. (1990).** Données sur la biométrie de *Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula* et *Sphaerichinus granularis* et sur la biologie de *Paracentrotus lividus* dans le golfe de Tunis. *Rapp.D.E.A.Biol.Mar.Océanol.Univ.Tunis II, Fac,Sci*, Tunis,123p.
- SERGHINI, A ; EL ABIDI, A ; IDRISSE, L ; MOUHIR, L ; FEKHAOUI, M et ZAID, E. (2001).** Evaluation de la contamination métallique des sédiments du complexe zones humides de la ville de Mohammedia (Maroc). *Bull. instit. Scie, rabat*, section science de la vie, 2001, N° 23, 77-81.
- SERRANO, O ; MATEO, M.A ; DUEÑAS-BOHÓRQUEZ, A ; RENOM, P ; LÓPEZ-SÁEZ, J.A et MARTINEZ CORTIZAS, A. (2011).** The *Posidonia oceanica* marine sedimentary record: A Holocene archive of heavy metal pollution. *Science of the Total Environment* 409 (2011) 4831–4840.
- SHPIGEL, M ; MCBRIDE, S.C ; MARCIANO, S et LUPATSCH, I. (2004).** The effect of photoperiod and temperature on the reproduction of European sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquaculture* 232, 343–355.
- SIGG, P ; STUMM, W et BEHRA, P. (1992).** «Chimie des milieu aquatique», chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, Masson, Paris.
- SOUALILI, D et GUILLOU, M. (2009).** Variation in reproductive strategy of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck) in three differently polluted locations near Algiers (Algeria). *Journal of the Marine Biological Association (JMBA)*, Vole 2, e100: 1-6.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- SOUALILI, D ; DUBOIS, PH ; GOSSELIN, P ; PERNET, PH et GUILLOU, M. (2008).** Assessment of seawater pollution by heavy metals in the neighbourhood of Algiers: use of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, as a bioindicator. *ICES Journal of Marine Science* 65, 132- 139.
- SOUALILI, D.L. (2008).** Les populations naturelles d'oursins : un outil évaluateur de l'état de santé de la baie d'Alger. *Thèse. Doct. Océan.* Univ. U.S.T.H.B. pp 147 + annexes.
- SPIRELET, C ; GROSJEAN, P et JANGOUX, M. (2000).** Optimization of gonad growth by manipulation of temperature and photoperiod in cultivated sea urchins, *Paracentrotus lividus* (Lamarck) (Echinodermata) *Aquaculture*, 185 : 85-99.
- SRARFI, F ; TAGOURTI, M. A ; TLIIG, S et SLIM SHIMI, N. (2010).** Influence de la séparation granulométrique sur la composition des sédiments en métaux lourds de la lagune de Bizerte (Tunisie). *Communication Science & technologie* N° 8 Janvier 2010.
- STARR, M ; HIMMELMAN, J.H et THERIAULT, J.C. (1993).** Environmental control of green sea urchin, *Strongylocentrotus droebachiensis*, spawning in the St. Lawrence Estuary. *Canadian. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 894-901.
- STORELLI, M ; STORELLI, A et MARCOTRIGIANO G.O. (2001).** Heavy metals in the Aquatic environment of the south adriatic sea italy macroalgae sediments and benthic species. *Environment International*, 26 : 505-509.
- SZEFER, P ; ALI, A.A ; BA-HAROON, A. A ; RAJEH, A.A ; GELDON, J et NABRZYSKI, M. (1999).** Distribution and relationships of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden, Yemen. *Environmental Pollution* 106 (1999) 299-314.
- T
- TEJADA, S ; DEUDERO, S ; BOX, A et SUREDA, A. (2013).** Physiological response of the sea urchin *Paracentrotus lividus* fed with the seagrass *Posidonia oceanica* and the alien algae *Caulerpa racemosa* and *Lophocladia lallemandii*. *Marine Environmental Research* 83 (2013) 48-53.
- TESSIER, E ; GARNIER, C ; MULLOT, J.U ; LENOBLE, V ; ARNAUD, M ; RAYNAUDA, M et MOUNIER, S. (2011).** Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). *Marine Pollution Bulletin* 62 (2011) 2075–2086.
- TESSIER, A ; POISOT, T ; ROMANS, P. et DESDEVISES Y. (2010).** Putative effects of recreational fishing of *Paracentrotus lividus* on populations of sea urchins in Mediterranean shallow water. *Vie et milieu - life and environment*, 2010, 60 (4): 299-305.
- THÉBAULT, H ; CHARMASSON, S ; CALMET, D ; ARNAUD, M et HENOCQUE, Y. (1997).** The coastal mediterranean monitoring network project : radionuclide survey. *Radiation Protection Dosimetry*, *in press*.
- TOMAS, F ; BOX, A et TERRADOS, J. (2011).** Effects of invasive seaweeds on feeding preference and performance of a keystone Mediterranean herbivore. *Biological Invasions* 13, 1559-1570.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

- TOMŠIĆ, S ; CONIDES, A ; DUPŠIĆ RADIĆ, I et GLAMUZINA, B. (2010).** Growth, size class frequency and reproduction of purple sea urchin, *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) in Bistrina Bay (Adriatic Sea, Croatia). *Acta Adriatica* 51, 67–77.
- TORTONESE, E et VADON, C. (1987).** Oursin et Holothuriers (Echinodermes) in fiche FAO identification des espèces pour les besoins de pêche Révision I, Méditerranée, Mer noire zone de pêche 37 vol I, végétaux et invertébrés : 715-739.
- TORTONESE, E. (1965).** Fauna d'halia .Vol. Echinodermata .Calderini *édit.*, *Bologna*.1-422
- TURON, X ; GIRIBET, G ; LÓPEZ, S et PALACÍN, C. (1995).** Growth and population structure of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 122, 193–204.

U

- UNEP/IAEA, (2001).** The performance study for Med Pol : determination of trace elements and methylmercury in estuarine sediment sample.
- UNEP/IAEA. (1985 a).** Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°31, UNEP.
- UNEP/IAEA. (1985 b).** Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°33, UNEP.
- UNEP/IAEA. (1986).** Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°38, UNEP.
- UPHOFF, J.H.J. (1998).** Stability of the blue crab stock in Maryland's portion of Chesapeake Bay. *J Shellfish Res* 17: 519-528.
- UTTING, S.D et MILLICAN, P.F. (1997).** Technique for the hatchery conditioning of bivalve brood stocks and the subsequent effect on egg quality and larval viability. *Aquaculture*, 155. pp. 45-55.

V

- VERLAQUE, M et NEDELEC, H. (1983).** Biologie de *Paracentrotus lividus*(Lamarck) sur substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France) : alimentation des adultes. *Vie Milieu* 33, 191–201.
- VERLAQUE, M. (1987).** Relation entre *P. lividus* (Lmk) et le phytobenthos de la Méditerranée occidentale. In : BOUDOURESQUE C.F. -F. *ed.*, Colloque International sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles, GIS Posidonies *Pubel*, Marseille, Fr., : 5-36.
- VERNET, J.P ; RAPIN, F ; FAVARGER, P.V et FERNEX, F. (1977).** Contamination des sédiments marins (côte d'Azur) par les métaux lourds (Hg et Cd) : quelques problèmes méthodologiques. *Rev. Int. Oceanogr. Med* ; t. XL VII, 91-95.

W

- WALNE, R. et MANN, R. (1975).** Growth and biochemical composition in *Ostrea edulis* and *Crassostrea gigas*. Proc. 9th Europ. Mar. Biol. Symp. 1975 : 587-607.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIE

WARNAU, M ; BIONDO, R ; TEMARA, A ; BOUQUEGNEAU, J. M ; JANGOUX, M et DUBOIS, P. (1998). Distribution of heavy metals in the echinoid *Paracentrotus lividus* from the Mediterranean *Posidonia oceanica* ecosystem: seasonal and geographical variations. *Journal of Sea Research* 39 (1998), pp 267-280.

WARNAU, M ; DUTRIEUX, S ; LEDENT, G ; RODRIGUEZ Y BAENA, A.M et DÚBOIS, P. (2006). Heavy metals in sea cucumber *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) from the Mediterranean *Posidonia oceanica* ecosystem: body compartment, seasonal, geographical and bathymetric variations. *Environmental bioindicators* 1, 268-285.

WEINBERG, S. (1996). Découvrir la Méditerranée. Ed Nathan Nature, 352 p.

Y

YOUNG, C.M ; TYLER, P.A et FENAUX, L. (1997). Potential for deep sea invasion by Mediterranean shallow water echinoids : pressure and temperature as stage-specific dispersal barriers. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.* 154, 197–209.

Z

ZAVODNIAK, D. (1987). Synopsis on the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lmk, 1816) in the Adreatic Sea. In : colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins commestibles, C.F. BOUDOURESQUE (édit) ; *GIS Posidonie publ*, Marseille, Fr., 221-240.

WEBOGRAPHIE

<http://www.pratique.fr/moules-milliards-comptent-rivages.html>

<http://www.fao.org>

<http://biologie.ffessm.fr/index.php/kit-de-survie-138/echinodermes/echinodermes29-144>

<http://elmouja.over-blog.com>

<http://www.appl.dz>

Amnesia

PROCÉDURES DE NETTOYAGE

1. Nettoyage du matériel pour la détermination des métaux traces

Réactifs

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée (>18 MΩ cm, Millipore).

Procédure

- 1) Laisser tremper le matériel toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans de l'eau du robinet et dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet, puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Laisser tremper le matériel dans une solution d'acide nitrique 10% (v/v) pendant au moins 6 jours à température ambiante ;
- 4) Rincer abondamment avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois) ;
- 5) Mettre le matériel à sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 6) Stocker le matériel dans des sacs en polyéthylène fermés hermétiquement, pour prévenir le risque de contamination.

2. Nettoyage du matériel de digestion en Téflon pour la détermination des métaux traces

Réactifs

- HNO₃ (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- HCl (25% pour analyses, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée (>18 MΩ cm, Millipore).

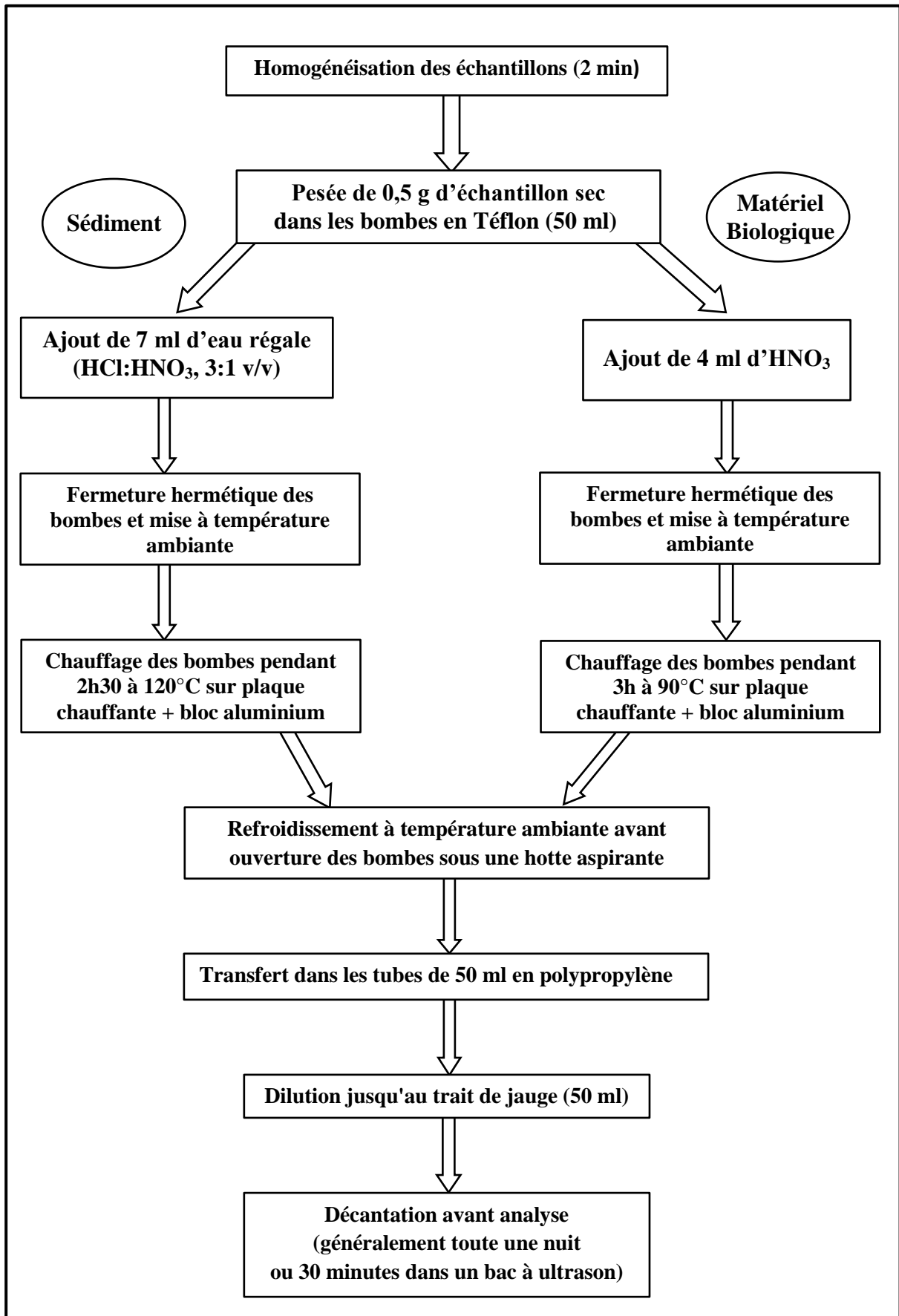
Procédure

- 1) Laisser tremper le matériel (bombes Téflon, Savillex Corp.) toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans l'eau du robinet) dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Verser 2 ml d'acide nitrique concentré dans chaque bombe, puis les fermer hermétiquement en utilisant une pince ;
- 4) Introduire les bombes dans le four à micro-ondes et chauffer 30 minutes à puissance 50% ;
- 5) Laisser refroidir les bombes puis ouvrir les bombes doucement. Rincer minutieusement les bombes avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois).

ANNEXE I

- 6) Pour les bombes ayant servis à la digestion des sédiments seulement: répéter les étapes (3) à (5) en remplaçant HNO_3 par HCl concentré ;
- 7) Mettre les bombes à sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 8) Une fois sèches les bombes doivent être fermées et rangées dans des sacs en polyéthylène pour prévenir les risques de contamination. Les bombes doivent être séparées selon leur utilisation pour la digestion des sédiments ou des biotas.

ANNEXE II



Procédure de digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination de Cuivre et de Zinc par SAA

Résumé :

Ce travail vise à évaluer la qualité des eaux côtières du littoral méditerranéen occidental algérien, en utilisant une approche multi-marqueurs basée sur le suivi de la variation des indices biologiques (biométriques et physiologiques) et l'estimation des teneurs et de la biodisponibilité des métaux traces (Zn et Cu) dans les sédiments et chez deux espèces marines, la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus* au niveau de trois sites Sidi Mejdoub, Willis (Mostaganem) et Bateau cassé (Alger). Notre échantillonnage s'est déroulé sur une année (Décembre 2013 - Août 2014). Les concentrations en ces métaux ont été déterminées par spectrophotométrie d'absorption atomique. Les résultats ont révélé une bonne croissance des populations de moules du site Bateau cassé par rapport aux sites Sidi Mejdoub et Willis. Cependant, pour la croissance des oursins échantillonnés à Willis est meilleure par rapport à ceux de Sidi Mejdoub et Bateau cassé.

Quant à l'analyse de la contamination et le suivi de la variabilité des concentrations mesurées des métaux traces (Zn et Cu) ; il ressort que le niveau de pollution par les métaux traces dans nos zones d'étude ne présente pas de caractères excessifs à l'exception de zinc mesuré gonades des oursins. Aussi, le facteur biosédiment détermine le métal le plus bioaccumulable (Zn) et la moule *Mytilus galloprovincialis* comme espèce la plus bioaccumulatrice.

Mots clés : Biosurveillance, moule, oursin, sédiment, indices biologiques, métaux traces, facteur biosédiment, Sud-Ouest de la Méditerranée.

Abstract :

These studies aim to evaluate the quality of coastal Western Mediterranean sea of Algeria. The studies consist on monitoring seasonal changes in biological (biometric and physiological) indices and observing of accumulation of heavy metals (Zn and Cu) in sediments and its bioavailability in certain sea species, the mussel *Mytilus galloprovincialis* and sea urchins *Paracentrotus lividus* in three different sites Sidi Mejdoub, Willis (Mostaganem) and Shattered ship Beach (Algiers). The sampling lasted (From December 2013 to August 2014). The concentration of these metals has been determined by Atomic Absorption Spectrometry. The results of pollution level indices shows that the sites are in fact polluted and reveal the site of Willis is better compared to the two other sites. The seasonal changes of the biometric and physiological indices on the mussel *Mytilus galloprovincialis* shows good growth of these species in Shattered ship Beach unlike the other samples taken from other sites. Meanwhile the results of the sea urchins show good growth of these species in Willis (Mostaganem) unlike the other sites. The changes of bioavailability levels of heavy metals have been discussed and we understand that these sea species are not polluted except that there is an excessive amount of Zn in sea urchin.

Using biosediment factor can define the metals which are most accumulated regarding the studied species (Zn) and which species are most accumulated by metals (Mussel)

Keywords: Biomonitoring, mussel, sea urchin, sediment, biological indices, trace metals, biosediment factor, south-western Mediterranean.

ملخص :

تهدف هذه الدراسات لتقييم نوعية المياه الساحلية الغربية للبحر الأبيض المتوسط (الجزائر) وهذا من خلال تتبع تغيرات الفصلية للمؤشرات البيولوجية (البيومترية والفيزيولوجية) ورصد تراكم المعادن الثقيلة الزنك والنحاس في الرواسب وكذلك رصد قيمة التكس الحيوي لهذه المعادن في نوعية من الكائنات البحرية (بلح البحر) *Mytilus galloprovincialis* و قنفذ البحر *Paracentrotus lividus* على مستوى ثلاثة مواقع (سيدي مجدوب، ويليس بمستغانم وشاطئ السفينة المحطمة (الجزائر). امتدت فترة اخذ العينات من ديسمبر 2013 الى غاية أوت 2014. تم تحديد تركيزات هذه المعادن بواسطة جهاز قياس الطيفي للامتصاص الذري.

نتائج مؤشر التلوث المتوسط تظهر لنا مستوى تلوث مواقع الثلاثة والكشف عن الموقع الأكثر تكس لهذه المعادن. التغيرات الفصلية للمؤشرات البيومترية والفيزيولوجية لبلح البحر تظهر النمو الجيد لهذه الكائنات على مستوى شاطئ السفينة المحطمة الجزائر بعكس العينات المدروسة في المواقع الأخرى. نفس الدراسات للمؤشرات البيومترية والفيزيولوجية اجريت على قنفذ البحر والتي اطهرت النمو الجيد لهذه الحيوانات على مستوى ويليس مقارنة بالموقعين الآخرين. إن التغيرات على مستوى التكس الحيوي للمعادن الثقيلة قد نوقشت و على ضوء هذه النتائج نستنتج ان الحيوانات البحرية غير ملوثة بهذه المعادن باستثناء التواجد المفرط للزنك في قنفذ البحر.

إن استعمال مؤشر بيوروسوبيات تحدد لنا المعادن الأكثر تراكمها فيس الحيوانات المدروسة (الزنك) و الحيوانات الأكثر تكديس للمعادن (بلح البحر).

كلمات البحث : الرصد البيولوجي، بلح البحر، قنفذ البحر، الرواسب والمؤشرات البيولوجية والمعادن النزررة، مؤشر بيوروسوبيات، جنوب غرب البحر الأبيض المتوسط.